

Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard
Maasboulevard 123
3063 GK Rotterdam

Zaaknummer

429004

Contactpersoon

Rotterdam, 28 juli 2026

Uw kenmerk

2026052801797

Telefoon

010 - 45 37 300

E-mailadres

vergunningen@hhs.nl

Onderwerp: Ontwerp-omgevingsvergunning voor een wateractiviteit

Geachte mevrouw [REDACTED]

Op 28 mei 2026 hebben wij van u een aanvraag om een omgevingsvergunning voor een wateractiviteit ontvangen. Uw aanvraag gaat over het verbeteren van de waterkwaliteit door het afvangen van bodemwoelende vissen en het toepassen van fosfaatbindende klei, ter hoogte van de Bergse Plassen in Rotterdam. In deze brief leest u onze voorgenomen beslissing.

Wij zijn van plan om de vergunning te verlenen

Wij zijn van plan om de vergunning te verlenen. Voordat de vergunning definitief wordt verleend, wordt de vergunning eerst in ontwerp vastgesteld. Dit heet een ontwerpvergunning. Deze brief met bijlagen is de ontwerpvergunning. U leest hierin voor welke activiteiten wij van plan zijn de vergunning te verlenen.

Voor welke activiteiten krijgt u een vergunning?

Wij verlenen u de vergunning tot en met 21 december 2027 voor de volgende activiteiten:

- Lozen van water op een oppervlaktewaterlichaam (artikel 3.3 Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard)
- Lozen van stoffen of warmte op een oppervlaktewaterlichaam (artikel 3.43 Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard)
- Onttrekken van water uit een oppervlaktewaterlichaam (artikel 4.5 Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard)
- Aanbrengen of verwijderen van grond in of uit een oppervlaktewaterlichaam (artikel 5.10 Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard)
- Uitvoeren van visactiviteiten (artikel 7.11 Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard)

De activiteiten worden uitgevoerd ter hoogte van de Bergse Plassen in Rotterdam.

Wie is de vergunninghouder?

Deze vergunning staat op naam van Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard. Omdat het project in opdracht van deze organisatie wordt uitgevoerd.

Voorschriften

U mag de activiteiten uit deze vergunning alleen uitvoeren als u zich houdt aan de volgende regels. Wij noemen deze regels voorschriften. Wij zijn van plan de volgende voorschriften aan de vergunning toe te voegen.

Aan- en afmelden activiteiten

1. Geef de start en het einde van uw activiteiten minimaal twee werkdagen van tevoren aan ons door via vergunningen@hhs.nl. Wilt u deze informatie liever telefonisch doorgeven? Neem dan contact met ons op via telefoonnummer 010 – 45 37 300. Vergeet niet ook uw zaaknummer 429004 te vermelden.

Uitvoering volgens tekening en document

2. U moet uw activiteiten uitvoeren volgens de tekening en het document dat bij deze vergunning hoort.

In goede staat onderhouden

3. De aangebrachte laag met fosfaatbindende klei, waarvoor de vergunning is verleend, moet in goede staat worden onderhouden.

Algemene voorschriften Waterbeheer

4. Na de uitvoering van de werkzaamheden moet u al het gebruikte gereedschap, het overgebleven materiaal en het eventuele afval uit het water en de ruimte om het water heen (de zogenaamde 'beschermingszone') weghalen.
5. De werkzaamheden moeten zo min mogelijk vertroebeling veroorzaken in het oppervlaktewater.
6. Zodra u klaar bent met uw werkzaamheden, moet u de zijkanten (de taluds) van de plas zo afwerken dat er geen grond van de taluds in het water terecht kan komen.

Periode

7. Het toepassen van fosfaatbindende klei in de Bergse Plassen mag alleen plaatsvinden in de periode oktober tot en met april en enkel eenmalig.

Hoeveelheid toe te passen fosfaatbindende klei

8. De hoeveelheid toe te passen product met lanthaan moet 9200 kg fosfaat kunnen binden. Tenminste 1 maand voor het toepassen moet bekend zijn welk product gebruikt gaat worden en in welke hoeveelheid. Dit moet via vergunningen@hhs.nl kenbaar worden gemaakt.

Signaleringswaarde

9. De concentratie van filtreerbaar lanthaan mag niet hoger zijn dan 10,1 µg/l in enig steekmonster van het oppervlaktewater.

Overschrijding signaleringswaarden

10. Overschrijding van de in voorschrift 9 opgenomen signaleringswaarde voor de concentratie filtreerbaar lanthaan, vanaf de start van het toedienen tot een maand na de beëindiging van het toedienen, is toegestaan tot 100 µg/l in enig steekmonster.
11. Bij overschrijding hiervan, en bij overschrijding van de in voorschrift 9 opgenomen signaleringswaarde vanaf een maand na de beëindiging van de toediening, moet de vergunninghouder maatregelen nemen om voortgaande overschrijding te voorkomen of te beperken en/of de overschrijding te beëindigen.
12. Het stappenplan voor de in voorschrift 11 genoemde maatregelen moet een maand voor het startmoment van het toepassen worden voorgelegd aan, en binnen twee weken goedgekeurd zijn door, het hoogheemraadschap.

Meten, bemonsteren en analyseren

13. Voor, tijdens en na de toepassing van lanthaanhoudende klei moet, door de vergunninghouder, de kwaliteit van het oppervlaktewater worden bemonsterd volgens het PVA. Daarbij moet in ieder geval de concentratie filtreerbaar lanthaan in het oppervlaktewater worden gemeten.
14. De bemonstering, conservering en analyse vindt plaats volgens de methode NEN 6600-2, NEN-EN-ISO 5667-3 en NEN 6966 of volgens een soortgelijke normering. Het monster moet worden geanalyseerd bij een geaccrediteerd laboratorium.
15. Een vervanging van of een wijziging in het normblad voor NEN 6966 wordt automatisch van kracht, zes weken nadat de wijziging door het Nederlands Normalisatie Instituut op gebruikelijke wijze is gepubliceerd.

Rapporteren

16. De resultaten van de bemonstering dienen binnen 6 werkdagen te worden verstrekt aan het hoogheemraadschap via het e-mailadres:
vergunningen@hhs.nl.

Voorkomen verontreiniging

17. De vergunninghouder moet (onverminderd de eventuele aansprakelijkheid van de vergunninghouder) onmiddellijk maatregelen treffen om een nadelige beïnvloeding van de kwaliteit van het oppervlaktewater zoveel mogelijk te voorkomen, te beperken en/of ongedaan te maken indien, als gevolg van het toepassen lanthaanhoudende klei, aanwijsbare nadelige beïnvloeding van het oppervlaktewater wordt vastgesteld.

Calamiteiten

18. Indien als gevolg van calamiteiten en andere uitzonderlijke omstandigheden niet aan de gestelde voorschriften wordt voldaan of naar verwachting niet kan worden voldaan, dient de vergunninghouder terstond maatregelen te treffen teneinde de nadelige invloed van de activiteit zoveel mogelijk te voorkomen of te beperken.
19. Van een dergelijke omstandigheid dient de afdeling Publiekszaken van het hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard onmiddellijk op de hoogte te worden gesteld via vergunningen@hhs.nl. De informatie die direct moet worden aangeleverd bevat tenminste:
 - a. de oorzaken van het voorval en de omstandigheden waaronder het voorval zich heeft voorgedaan;
 - b. de ten gevolge van het voorval mogelijk vrijgekomen stoffen, alsmede hun eigenschappen en effecten op het oppervlaktewater;
 - c. de maatregelen die zijn genomen of worden overwogen om de gevolgen van het voorval te voorkomen, te beperken of ongedaan te maken;
 - d. andere gegevens die van belang zijn om de aard en de ernst van de gevolgen van het voorval voor het oppervlaktewater te kunnen beoordelen.

Vis afvangen

20. De naar schatting 7500 kg af te vangen Brasem mag niet binnen de wateren van het hoogheemraadschap uitgezet worden. In overeenstemming met het bevoegd gezag moeten deze vissen uitgezet worden in Rijkswateren.

Welke documenten horen bij uw vergunning?

De volgende documenten horen bij uw vergunning:

- Toelichting en PvA vergunningaanvraag Bergse Plassen, versie 1.0, ongedateerd.

Waarom kunnen wij de vergunning verlenen?

In bijlage A van deze vergunning leggen wij uit waarom wij vinden dat de vergunning verleend kan worden. Ook leest u daar welke procedure wij volgen bij het beoordelen van uw aanvraag.

Wilt u reageren op deze ontwerpvergunning?

Iedereen kan een schriftelijke of mondelinge reactie op deze ontwerpvergunning geven. Dit heet het indienen van een zienswijze. In een zienswijze laat u weten wat u van de ontwerpvergunning vindt en waarom. Bij het verlenen van de definitieve vergunning kijken we of en zo ja hoe wij rekening kunnen houden met de ingediende zienswijzen. In bijlage B leest u hoe u een zienswijze kunt indienen.

Wij brengen geen kosten bij u in rekening

Het aanvragen van een vergunning kost normaliter geld. Die kosten noemen we leges. Op basis van de [Legesverordening Schieland en de Krimpenerwaard 2026](#) kost het in behandeling nemen van uw aanvraag niets omdat het project in opdracht van de eigen organisatie is.

Wilt u meer informatie?

Hebt u nog vragen over deze brief? Neem dan contact op met [REDACTED] via telefoonnummer 010 - 45 37 300 of e-mailadres vergunningen@hhsk.nl. Wij helpen u graag.

Met vriendelijke groet,

dijkgraaf en hoogheemraden van Schieland en de Krimpenerwaard,
namens dezen,

[REDACTED]
Afdelingshoofd Publiekszaken

Bijlagen bij deze ontwerp-omgevingsvergunning:

- A. Motivering
- B. Als u het niet eens bent met deze ontwerp-vergunning

Bijlage A – Motivering

In deze bijlage leggen wij uit waarom wij vinden dat de vergunning verleend kan worden. Ook leest u welke procedure wij hebben gevolgd bij het beoordelen van uw aanvraag.

A.1 Omschrijving van de aanvraag

U bent van plan om ter hoogte van de Bergse plassen in Rotterdam een project uit te voeren om de waterkwaliteit te verbeteren. Het doel is voornamelijk om de voedselrijkheid van het water te verminderen. De activiteiten die uitgevoerd worden zijn het afvangen van bodemwoelende vissen en het toepassen van een fosfaatbindende klei.

De vissen, voornamelijk Brasem, worden met toestemming van de visrechthebbende afgevangen en verplaatst naar de Nieuwe Maas. Zonder deze vissen is er minder opwoeling van slib en komen er minder nutriënten terug in het water.

De fosfaatbindende klei bevat lanthaan, een metaal dat van nature in lage concentratie voorkomt in de bodem. In dit geval zal de concentratie in de klei tussen de 5 en 10 % liggen. Het lanthaan vormt met fosfaat een nieuwe verbinding die zeer stabiel is en ervoor zorgt dat het fosfaat niet meer beschikbaar is in het water, dit is met verschillende onderzoeken aangetoond. Het zorgt er dus voor dat de voedselrijkheid verminderd. Omdat de reactie tussen lanthaan en fosfaat snel is zal de concentratie van het metaal dusdanig laag blijven dat er geen risico is voor de ecologie. Na binding met fosfaat zal het lanthaan niet meer vrijkomen.

Voor de toepassing wordt water onttrokken uit de Bergse Plassen waarmee de klei wordt opgelost, daarna wordt dit terug in de plas geloosd. Hierdoor komt er een dunne laag klei gelijkmatig over de bodem van de plas.

De werkzaamheden vallen binnen het beperkingengebied van een oppervlaktewaterlichaam voor berging met plas. De activiteiten zijn op basis van de Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard vergunningplichtig.

A.2 Beoordeling van de aanvraag Toetsingskader

Wij toetsen een vergunningaanvraag aan de regels uit de Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard (hierna: de Waterschapsverordening). Die regels zijn opgesteld om de doelen van het hoogheemraadschap te beschermen.

De algemene doelen staan genoemd in artikel 1.2 van de Waterschapsverordening:

- het voorkomen en waar nodig beperken van overstromingen, wateroverlast en waterschaarste in samenhang met het beschermen en verbeteren van de chemische en ecologische kwaliteit van de watersystemen en het vervullen van maatschappelijke functies door watersystemen;
- het beschermen van de doelmatige werking van een zuiveringstechnisch werk;
- het behoeden van de staat en werking van openbare wegen voor nadelige gevolgen van activiteiten op of rond die wegen, waartoe ook het belang van verruiming of wijziging van die weg behoort; en
- het behoeden van de ecologische kwaliteit van eco-bermen voor nadelige gevolgen van activiteiten in die bermen.

Naast deze algemene doelen zijn er ook specifieke doelen voor de (specifieke) activiteiten. Deze specifieke doelen staan aan het begin van ieder hoofdstuk of paragraaf in het artikel 'toepassingsbereik'.

Wij verlenen een omgevingsvergunning voor een wateractiviteit als de aangevraagde activiteit in overeenstemming is met de doelen uit de Waterschapsverordening. Dit staat in artikel 1.12 van de Waterschapsverordening. Als de activiteit gevolgen kan hebben voor water dat is aangewezen op basis van de Kaderrichtlijn Water (krw) of op het grondwater, dan toetsen wij ook aan artikel 1.12a van de Waterschapsverordening. Hierin staat dat wij de activiteiten alleen toestaan als er geen negatieve invloed op dat (grond)water ontstaat.

Beleidsregels

Voor het beoordelen van uw aanvraag maken wij gebruik van beleidsregels. Beleidsregels geven uitleg aan de wijze waarop wij een aanvraag om een omgevingsvergunning op grond van de Waterschapsverordening beoordelen.

Beoordeling

Wij hebben de aanvraag getoetst aan de Beleidsregels Vergunningverlening: Algemeen deel - 1/2024, de Beleidsregel Grondverzet 2024-2 en de Beleidsuitwerking Vis.

Overwegingen waterkwaliteit en de ecologie

Als de aanvraag gevolgen kan hebben voor de ecologische of chemische kwaliteit van het watersysteem, worden die gevolgen getoetst aan de wet- en regelgeving op het gebied van de waterkwaliteit. Daarbij worden ook de ecologische doelstellingen van het relevante waterlichaam betrokken.

De Bergse Plassen zijn een Kader Richtlijn Waterlichaam (KRW) en zijn aangeduid als KRW-waterlichaam (NL39_07a-matig grote ondiepe laagveenplassen). De Europees geldende milieukwaliteitsnormen uit de Kaderrichtlijn Water (KRW) zijn opgenomen in bijlage III van het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl). De maximaal toelaatbare risiconiveaus (MTR's) uit de Vierde Nota Waterhuishouding zijn hierdoor komen te vervallen, maar nog wel relevant. Voor KRW-waterlichamen zijn kwaliteitseisen geformuleerd (ook wel maatlatten genoemd). De behandeling met fosfaatbindende klei is erop gericht de kwaliteit van het water te verbeteren.

Om eventuele nadelige gevolgen van de dosering van de aangevraagde stof voor de waterkwaliteit en ecologie te voorkomen of te beheersen, is in de voorschriften van deze vergunning een signaleringswaarde voor lanthaan opgenomen. Voor lanthaan zijn geen waarden opgenomen in de KRW-maatlatten. Daarom is het (ad-hoc) MTR (maximaal toelaatbare risiconiveau) als signaleringswaarde opgenomen. De dosering van fosfaat bindende klei is gebaseerd op uitgebreid onderzoek naar het aanwezige fosfaat in de plassen. Er wordt niet meer toegepast dan noodzakelijk om het fosfaat te binden. Daardoor zal bij deze hoeveelheid geen overschot lanthaan achterblijven in het water.

Bij eerdere toepassingen van fosfaatbindende klei bij blauwalgenbestrijding werd na toediening het MTR voor lanthaanconcentratie tijdelijk overschreden. Binnen ongeveer een maand waren deze concentraties weer genormaliseerd. Daar het MTR gebaseerd is op chronische blootstelling aan de betreffende concentraties, wordt een tijdelijke beperkte overschrijding van het MTR voor lanthaanconcentratie tot 100 µg/l (opgelost) toegestaan. Dit is vastgelegd in de voorschriften. Op basis van de huidige onderzoeken en eerder opgedane ervaringen is het niet waarschijnlijk dat de filterbare lanthaanconcentraties in het water een maand na het einde van de toepassing hoger

zullen zijn dan 100 µg/l. Er is in het water namelijk voldoende fosfaat aanwezig om mogelijke vrije lanthaanionen in het water te laten neerslaan. Het verloop van de concentratie lanthaan zal na toediening gevolgd worden. Deze monitoringsverplichting is vastgelegd in de voorschriften.

Ten aanzien van het overschrijden van de signaleringswaarde en het ontstaan van aanwijsbare nadelige beïnvloeding voor het oppervlaktewater en/of de waterbodem zijn in de vergunning voorschriften opgenomen. De vergunninghouder moet vóór de start van de toepassing de eventueel te nemen herstelmaatregelen, die worden genomen in het geval er toch sprake is van een overschrijding van de signaleringswaarde of andere nadelige beïnvloeding van het oppervlaktewater of de waterbodem, aan de afdeling Publiekszaken van het hoogheemraadschap doorgeven.

Door het toepassen van de kleisuspensie ontstaat tijdelijk een hoge turbiditeit, die de doorlaatbaarheid van het zonlicht blokkeert. Dit kan in beginsel negatieve effecten hebben op de ecologie. Door de gekozen periode van de toepassing is dit negatieve effect echter nihil. De toepassing vindt in de wintermaanden plaats waarin er weinig biologische activiteit is, wat hinder kan ondervinden.

Door het opnemen van voorschriften in de vergunning, kan ervan worden uitgegaan dat de toepassing geen nadelige gevolgen voor het watersysteem en ecologie heeft. Het uitvoeren van de in de aanvraag vermelde handelingen leidt niet tot een vermindering van de waterkwaliteit en vormt geen belemmering voor het behalen van de chemische en ecologische doelstellingen van het waterlichaam. De toepassing heeft naar verwachting juist positieve effecten op de waterkwaliteit en het behalen van de KRW-doelstellingen. Daarbij is het relevant om te vermelden dat bij eerdere toepassingen van fosfaat bindende klei geen nadelige gevolgen voor de waterkwaliteit zijn waargenomen.

Het afvangen en verhuizen van naar schatting 7500 kg Brasem zal geen negatieve maar juist positieve invloed hebben op de waterkwaliteit en ecologie.

Overwegingen en toetsing watersysteem

Aanvragen om een vergunning op grond van de Waterschapsverordening voor activiteiten in of nabij water worden, voor zover voor de betreffende activiteit geen absoluut verbod geldt, getoetst op:

- afname bergingscapaciteit watergang;
- afname doorstroomcapaciteit;
- stabiliteit taluds;
- negatief effect op grondwaterregime;
- mogelijkheid van doelmatig onderhoud.

De werkzaamheden hebben naar verwachting geen negatieve gevolgen voor de waterhuishouding.

Voor het toepassen van fosfaatbindende klei wordt water gebruikt uit de plas zelf en wordt gemengd met het product. Na het in suspensie brengen van het product wordt dit weer teruggebracht in het water. Voor de waterhuishouding is er daarom een neutrale waterbalans.

Door de toepassing komt een kleilaag van 2-3 mm op de waterbodem te liggen. Dit heeft geen significant effect op de waterhuishouding.

Overwegingen betreffende de maatschappelijke functievervulling van het watersysteem

Het toepassen van fosfaatbindende klei heeft naar verwachting positieve gevolgen voor de maatschappelijke functievervulling van het waterlichaam. Door de toepassing wordt immers de waterkwaliteit van het water verbeterd. Dit zorgt voor een betere zwemwaterkwaliteit en een herwaardering van de recreatieve functie van het gebied. Doordat de werkzaamheden in de wintermaanden worden uitgevoerd, heeft dit geen negatief effect op het zwemseizoen en het kunnen recreëren in de plas. Om te verzekeren dat de werkzaamheden geen negatief effect hebben op het recreatieseizoen is in de voorschriften opgenomen dat de werkzaamheden alleen in de periode oktober tot en met april mogen worden uitgevoerd.

Gezien het voorgaande heeft het toepassen van fosfaatbindende klei in het oppervlaktewater en het afvangen van vis geen nadelige invloed op de maatschappelijke functievervulling van het watersysteem.

A.3 Conclusie

De voorschriften, die zijn genoemd in deze vergunning, zorgen ervoor dat de doelen van het water- en/of wegbeheer voldoende worden beschermd. Wij zijn van mening dat de aangevraagde activiteiten geen onevenredig negatieve invloed hebben op deze doelen. De gevraagde vergunning kan daarom worden verleend.

A.4 Procedure

Wij hebben deze vergunning voorbereid volgens afdeling 3.4 van de Algemene wet bestuursrecht (Awb) en paragraaf 16.5.3 van de Omgevingswet.

Bijlage B – Als u het niet eens bent met deze ontwerpvergunning

Iedereen kan een schriftelijke of mondelinge reactie op deze ontwerpvergunning geven. Dit wordt het indienen van een zienswijze genoemd. In een zienswijze laat u weten wat u van de ontwerpvergunning vindt en waarom. Bij het verlenen van de definitieve vergunning kijken we of en zo ja hoe wij rekening kunnen houden met de ingediende zienswijzen.

Wilt u reageren op de ontwerpvergunning?

Wilt u schriftelijk reageren? Dan kunt u een brief sturen aan:

het college van dijkgraaf en hoogheemraden van Schieland en de Krimpenerwaard
t.a.v. afdeling Publiekszaken
Postbus 4059
3006 AB Rotterdam

U kunt uw schriftelijke zienswijze ook per e-mail versturen naar vergunningen@hhs.nl.

Wilt u uw zienswijze liever mondeling aan ons doorgeven? Neem dan contact op via telefoonnummer 010 - 45 37 300.

Tot wanneer kunt u reageren?

Uw zienswijze moet binnen zes weken na de verzenddatum van deze ontwerpvergunning bij ons binnen zijn.

Vervolg

Na de periode van zes weken maken wij de definitieve vergunning bekend. Bent u het niet eens met die vergunning? Dan kunt u tegen de vergunning in beroep gaan bij de rechtbank. Dat kan vaak alleen als u ook een zienswijze hebt ingediend op de ontwerpvergunning.

Toelichting en PVA Vergunningsaanvraag Project Bergse Plassen



Versie 1.0

Opgesteld

Corsanummer: 2026.06660

Inhoud

0. Inleiding.....	3
1. Aanleiding.....	3
2. Projectbeschrijving.....	4
2.1 Probleemstelling.....	4
2.2 Doelstelling en beoogd resultaat.....	4
2.3 Randvoorwaarden.....	5
2.4 Vergelijkbare projecten.....	5
3. Projectaanpak.....	6
3.1 Planvorming voor maatregelen.....	6
3.1.1 Vissen verhuizen: aanvullend visstandonderzoek en advies.....	6
3.1.2 Toepassen fosfaatbindende klei: bodemonderzoek.....	7
3.2 Technische/functionele uitgangspunten.....	7
3.2.1 Vissen verhuizen.....	8
3.2.2 Fosfaatbindende klei.....	10
3.3 Milieubelastende activiteiten, toestemmingen en ontheffingen.....	13
4. Communicatie en participatie.....	15
5. Bijlagen.....	16

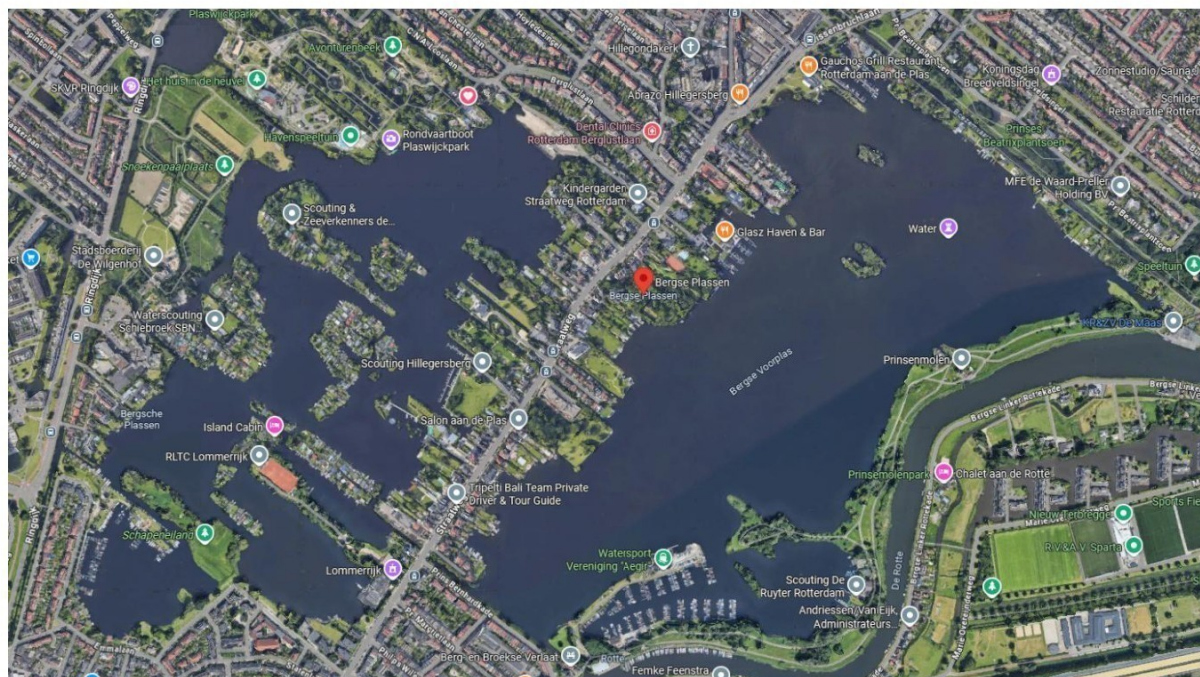
0. Inleiding

Dit document dient ter ondersteuning van de aanvraag van een omgevingsvergunning (vergunning eigen dienst) bij HHSK voor het verhuizen van bodemwoelende vis en het toepassen van fosfaatbindende klei in de Bergse Plassen.

Het beschrijft de activiteiten, inclusief onderbouwing en uitvoeringsmethode, waarvoor een omgevingsvergunning wordt aangevraagd in het kader van het project Integraal Plan Bergse Plassen II.

1. Aanleiding

De Bergse Plassen, een belangrijk recreatiegebied, bevinden zich in de gemeente Rotterdam, en bestaan uit de Bergse Voorplas en Achterplas (zie figuur 1). In 2020 is door HHSK een watersysteemanalyse van de Bergse Plassen uitgevoerd. Uit metingen is gebleken dat de waterkwaliteit onvoldoende is, en daarmee niet voldaan wordt aan de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Zo is er een hoog nutriëntengehalte (met name fosfor) in het water, afkomstig uit het watersysteem en de bodem van de Plassen, waardoor het water troebel wordt en bij hoge temperatuur snel blauwalgenbloei kan optreden. Naast verslechtering van de waterkwaliteit heeft dit ook gevolgen voor de recreatie op de Plassen (o.a. overlast van woekerende planten met zwemmen en varen), de planten en dieren in het water en het woongenot aan de Plassen (stankoverlast).



Figuur 1 Overzichtskaart Bergse Plassen

Om de waterkwaliteit te verbeteren is in april 2024 het project Integraal Plan Bergse Plassen II opgestart door HHSK. De maatregelen die onder dit project worden uitgevoerd zijn opgenomen in het KRW-plan 2022-2027. Het gaat om het toe-
passen van fosfaatbindende klei en het verhuizen van bodemwoelende vis.

Beide maatregelen zijn in het verleden succesvol toegepast in de Kralingse Plas en Bleiswijkse Zoom. De maatregelen maken onderdeel uit van een bredere systeemherstelaanpak gericht op het verminderen van eutrofiëring en het beperken van interne fosfaatbelasting.

2. Projectbeschrijving

2.1 Probleemstelling

De waterkwaliteit van de Bergse Plassen is sinds 2016 verslechterd en voldoet niet meer aan de normen voor het KRW-waterlichaam. De kern van het probleem is een overmaat aan fosfor, wat onder andere leidt tot overmatige bloei van blauwalgen.

In de loop van de jaren heeft zich een fosforrijke sliblaag gevormd, bovenop de eerder aangebrachte zandlaag, door natuurlijke sterfte van planten en dieren. De bodem is op dit moment de belangrijkste bron van fosfor in de plassen. Bij hoge temperaturen en een hoge pH-waarde van het water komt het fosfor vrij uit de bodem. Dit leidt tot een verminderde ecologische waterkwaliteit en beperkt het functioneren van het watersysteem.

2.2 Doelstelling en beoogd resultaat

Het project Integraal Plan Bergse Plassen II heeft als doel het verbeteren van de waterkwaliteit, zodat vóór eind 2027 aan de eisen van de Kaderrichtlijn Water voor dit water wordt voldaan.

Dit wordt bereikt door een aantal bodemwoelende vissen te verhuizen en fosfaatbindende klei (bentoniet waar lanthaan zit opgesloten in de klei) toe te passen, vóór het eind van 2027. Op deze manier wordt het fosfor permanent vastgelegd op de bodem en wordt het omwoelen van de bodem beperkt. Uiteindelijk wordt de fosforconcentratie in de waterkolom blijvend verlaagd, zodat een permanent heldere toestand en ecologisch evenwicht wordt gefaciliteerd, waarin blauwalg minder vaak voorkomt.

2.3 Randvoorwaarden

Het project begint met het verhuizen van de bodemwoelende vis en eindigt met het toepassen van fosfaatbindende klei. Deze volgorde is van belang omdat zo de omwoeling van de bodem, en daarmee het vrijkomen van fosfor uit het sediment, na toepassing van de klei zo veel mogelijk beperkt.

Het verhuizen van de vissen vindt plaats in de winter: vissen zijn dan minder actief en vaak geconcentreerd in groepen. Dit maakt het afvangen makkelijker en zorgt voor een zo beperkt mogelijke verstoring van het ecosysteem.

Vrijwel direct na het verhuizen van de vis vindt de toepassing van de fosfaatbindende klei plaats. Fosfaatbindende klei is vooral effectief als het fosfor nog niet door planten of algen is opgenomen. Zo wordt met name het fosfor gebonden dat zich in het sediment bevindt, waardoor het een preventieve werking heeft.

Daarom zorgt een toepassing in de winter het snelst voor een positief effect op het ecosysteem. Daarnaast worden op dat moment de flora en fauna het minste verstoord en is er nog weinig tot geen recreatie op de plassen, wat ook de overlast voor de recreanten beperkt.

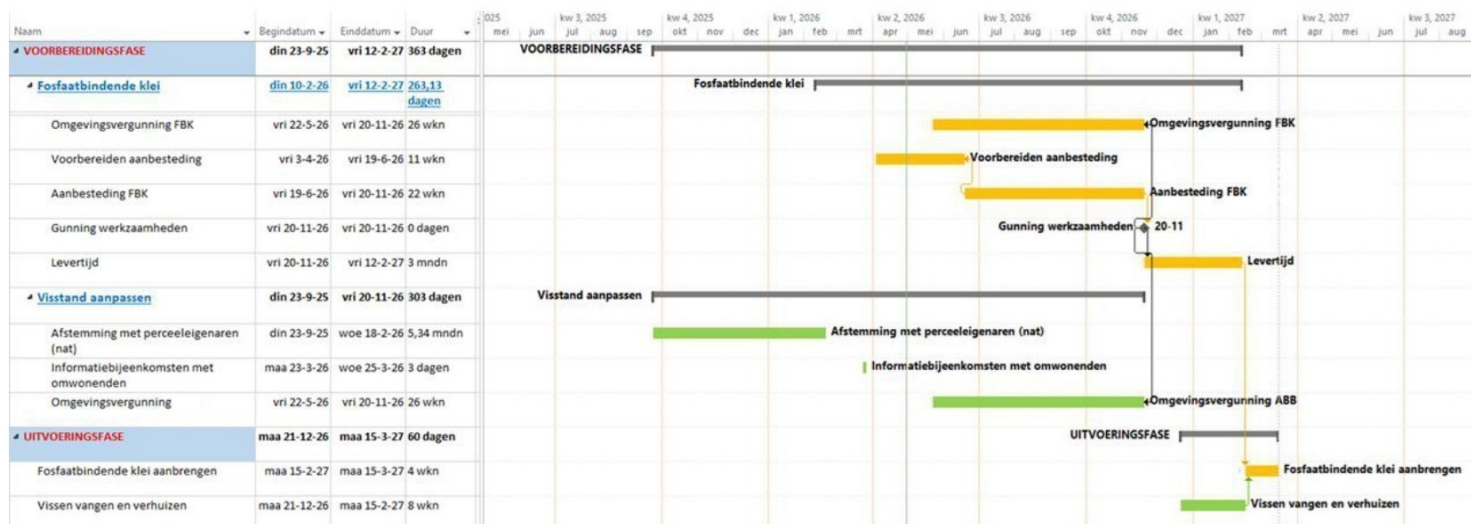
Het is van belang dat de fosfaatbindende klei zo min mogelijk lanthaan afgeeft aan het water. Daarom wordt voor deze toepassing een soort klei gekozen waar het lanthaan vrijwel niet uit vrij komt.

2.4 Vergelijkbare projecten

Zoals hierboven aangegeven, heeft HHSK eerder succesvol fosfaatbindende klei toegepast. Zo is er ervaring opgedaan op het vlak van dosering, toepassing en monitoring tijdens en na de werkzaamheden, die wordt benut bij het uitvoeren van Integraal Plan Bergse Plassen II. Bovendien zijn de vragen en zorgpunten uit de omgeving bij die projecten gebruikt om de communicatie voor dit project op maat te maken.

3. Projectaanpak

Dit hoofdstuk beschrijft de stapsgewijze aanpak van het project, inclusief de planning en fasering en technische/functionele uitgangspunten. Figuur 2 toont de globale planning en activiteiten die worden voorzien voor de komende tijd in het kader van dit project.



Figuur 2 Globale planning restant project (onder voorbehoud)

3.1 Planvorming voor maatregelen

Er bestaat directe samenhang tussen de twee maatregelen; voor het beste resultaat is het belangrijk de bodemwoelende vissen te verhuizen voordat de fosfaatbindende klei in de plassen wordt verspreid. In figuur 2 zijn de maatregelen te herkennen aan respectievelijk de groen en gele taakbalken. Hieronder worden beide maatregelen kort toegelicht. Een gedetailleerde uitwerking van de maatregelen is te vinden in de bijlagen.

3.1.1 Vissen verhuizen: aanvullend visstandonderzoek en advies

Voor de KRW is in september 2024 een raming gemaakt van het visbestand in de Bergse Plassen. Om de resultaten hiervan te verifiëren is in de periode van 3 tot en met 6 maart 2025 ter voorbereiding op de werkzaamheden een aanvullend visstandonderzoek in de Bergse Plassen verricht. Het doel van dit onderzoek was het verkrijgen van een gedetailleerd beeld van de aanwezige (bodemwoelende) vissen in de Bergse Plassen. De rapportage is op aanvraag verkrijgbaar.

Het totale bestand aan bodemwoelende vis wordt geraamd op circa 91 kg per hectare. Het bestand aan bodemwoelende brasem wordt gemiddeld geraamd op 69,0 kg per hectare. Voor de karpers is dit een bestand van 22,0 kg/ha. De brasems zijn bijzonder groot en dik, wat duidt op veel voedsel en een bestand dat zich onder de draagkracht van het systeem bevindt. Er zijn geen eenjarige exemplaren gevonden: het gaat met name om grote, volwassen, exemplaren (zie figuur 3).

KRW september			
Vissoort	Lengteklasse	2024	Maart 2025
Brasem	0+	45,1	-
	>0+-15	0,2	0,0
	16-25	3,7	0,0
	26-40	0,2	-
	>40	4,9	69,0
Karper	totaal	-	22,0
Blankvoorn	totaal	2,8	0,1
Zeelt	totaal	2,6	25,0
Snoek	totaal	8,4	7,2

Figuur 3 Ramingen visbestand Bergse Plas-
sen

Van dit bestand aan brasems mag zeker invloed op het ecologisch functioneren verwacht worden. Op basis van de huidige inzichten wordt geadviseerd een aanvullende afvissing van het bestand aan grote brasems te doen. Aangezien deze vissen oud zijn en in uitstekende conditie verkeren, mag worden verwacht dat zij van nature nog vele jaren aanwezig kunnen blijven en daarmee invloed blijven uitoefenen op het ecologisch functioneren van het watersysteem. De huidige leefomstandigheden lijken voor deze soort gunstig, wat een natuurlijke afname van het bestand op korte termijn onwaarschijnlijk maakt.

Aan de hand van deze resultaten wordt aanbevolen een aanvullende reductieviss-serij op grote (> 40cm) bodemwoelende brasems uit te voeren. Er wordt gestreefd naar een restbestand brasem > 40 cm van maximaal 15 kg/ha (totaal 1635 kg). We verwachten in totaal ongeveer 7,5 ton (zeer) grote brasems te vangen.

3.1.2 Toepassen fosfaatbindende klei: bodemonderzoek

Ter voorbereiding is een waterbodem- en sedimentonderzoek uitgevoerd om te bepalen hoeveelheid fosfor uit de bovenste 10 cm van de waterbodem kan vrij komen. De rapportages hiervan zijn terug te vinden in bijlagen 3 en 4. Aan de hand hiervan is berekend hoeveel fosfor gebonden moet worden, in de waterkolom en de bovenste laag van de bodem, door de fosfaatbindende klei: het gaat in totaal om 9200 kg fosfor. Deze berekening is bijgevoegd als bijlage 2.

3.2 Technische/functionele uitgangspunten

Deze paragraaf gaat nader in op de uitvoeringsaspecten van beide maatregelen.

3.2.1 Vissen verhuizen

Globale werkwijze

Voor en tijdens de uitvoering van de maatregel worden de volgende stappen doorlopen:

1. Voorafgaand aan de uitvoering worden verspreid over de plassen 100 brasems gevangen en van een merk voorzien. Aangezien het niet om grote aantallen vissen gaat kan volstaan worden met een eenvoudig vinknipmerk (stukje van een staartlob afknippen). De vissen moeten op verschillende plekken gevangen worden en verspreid weer terug gezet.
2. Na een rustperiode van minimaal één week wordt gestart met de reductievisserij. Het gehele gebied wordt afgevist. Met uitzondering van sloten en uithoeven. De gevangen brasems wordt geteld, en de gemerkte vissen worden apart genoteerd. Deze aantallen worden beschreven in de eindrapportage.
3. Er vindt een aanvullende afvisactie plaats op plekken waar de meeste vis in de eerste ronde is aangetroffen. Hierbij wordt ondersteuning verkregen van een sidescan sonar waarmee vis wordt opgezocht.
4. De vis wordt getransporteerd naar en uitgezet in de Oude en de Nieuwe Maas (met de Lek tot aan Hagestein als onderdeel van het waterlichaam "Oude Maas").

Een meer uitvoerige beschrijving van de werkwijze is terug te vinden in het visplan dat is toegevoegd als bijlage 1 aan deze vergunningaanvraag.

Planning

Zoals beschreven in paragraaf 2.3 kan het afvissen het best in de koude periode uitgevoerd worden, en vindt plaats tussen december 2026 en februari 2027 (zie figuur 2).

Voor het vangen en merken van 100 brasems zijn naar verwachting 3-4 dagen nodig. Voor het in zijn geheel bevissen van het gebied en afvoer van de brasems zijn 10 – 12 dagen nodig. Mogelijk is daarna nog enige inspanning nodig. Inclusief mobilisatie-demobilisatie zijn naar verwachting maximaal 40 werkdagen nodig met een ploeg van drie mensen. Het daadwerkelijke afvissen duurt ongeveer 6 weken.

Logistiek

Voor transport van vis is een (kleine) vrachtwagen nodig die dichtbij het water kan komen. Er wordt een locatie gezocht, die kan fungeren als werkterrein/haven voor:

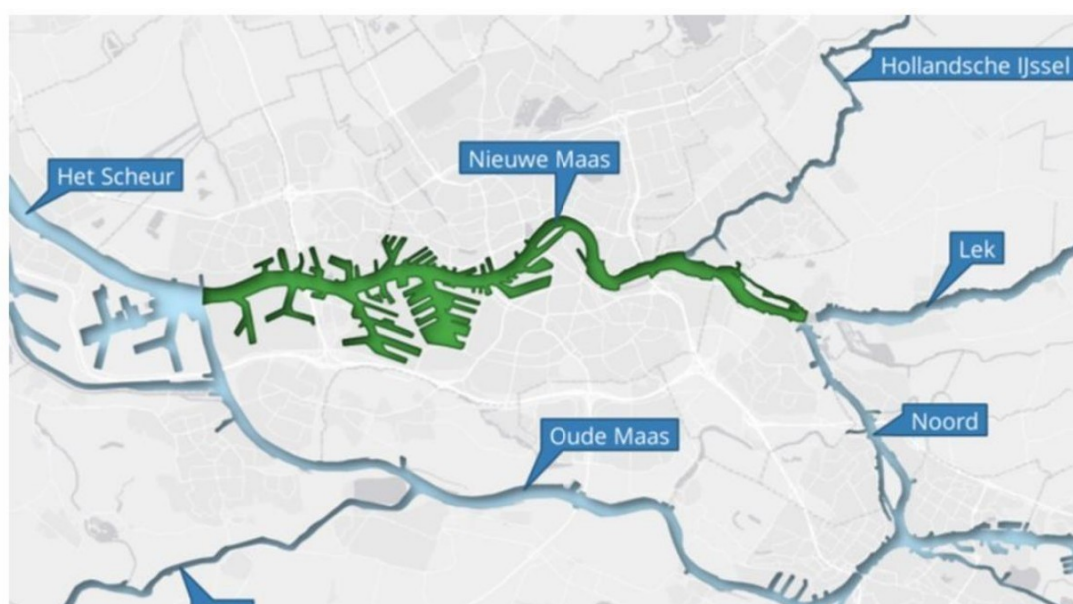
- Veilige ligplaats boten
- Opslag klein materiaal

- Aanlanding / overslag vis

De visserij wordt uitgevoerd met twee zegens; een zegen van 500 meter en een zegen van ongeveer 300 meter. De op- en overslaglocaties worden de komende maanden nader uitgewerkt in overleg met perceeleigenaren.

Overige aandachtspunten

De brasems worden met goedkeuring van Rijkswaterstaat als beheerder in de Oude en Nieuwe Maas uitgezet, met de Lek tot aan Hagestein als onderdeel van het waterlichaam "Oude Maas". (zie figuur 4). Voordat de brasems worden uitgezet wordt een melding gedaan bij Rijkswaterstaat met de exacte locatie, de hoeveelheid uit te zetten brasems en bijbehorend tijdstip.



Figuur 4 Globaal overzicht uitzetlocaties: Nieuwe Maas, Oude Maas, Lek

Voor de Bergse Plassen is het visrecht gekoppeld aan het kadastrale eigendom van de percelen met water. Daarom moest HHSK van de perceeleigenaren toestemming verkrijgen om de brasems te kunnen verhuizen. De gemeente Rotterdam is perceeleigenaar en houder van het visrecht op grote stukken van de Bergse Plassen. HSV Groot Rotterdam heeft van de gemeente Rotterdam een machtiging om toestemmingsdocumenten (Rotterdamse hengelsingunning) te verkopen, zodat onder andere haar leden (en nog van enkele samenwerkende verenigingen) en Rotterdammers die Rotterdamse hengelsingunning kopen, in de plassen kunnen vissen. De gemeente is dus uiteindelijk degene die voor die percelen de goedkeuring geeft om te vissen. HSV Groot Rotterdam is actief betrokken bij het opstellen van het visplan, net als de gemeente Rotterdam.

Naast de gemeente zijn er veel andere perceeleigenaren. Omdat het aantal perceeleigenaren oploopt tot boven de 200 is gekozen voor de volgende aanpak om toestemming te verkrijgen voor het vissen op hun percelen:

- De perceeleigenaren met percelen met het grootste wateroppervlak in bezit zijn persoonlijk bezocht. Het gaat hier bijvoorbeeld om Plaswijck Park en Lommerrijk.
- De perceeleigenaren met percelen met kleinere wateroppervlaktes in bezit zijn aangeschreven per brief met het verzoek het toestemmingsformulier in te vullen en per post, per mail of digitaal het formulier in te leveren. Digitaal is, in overleg met de Kamer voor Binnenvisserij, de mogelijkheid gecreëerd om het formulier te ondertekenen met DigiD.

In totaal is toestemming verkregen voor meer dan 95% van het wateroppervlak van de Bergse Plassen. De overige percelen waar geen toestemming voor verkregen is zijn in kaart gebracht en worden vermeden tijdens het vissen.

Op het moment van indienen van deze vergunningsaanvraag worden de toestemmingsformulieren ter goedkeuring voorgelegd aan de Kamer voor Binnenvisserij. De goedkeuring kan op verzoek later worden aangeleverd.

3.2.2 Fosfaatbindende klei

Dosering

Fosfaatbindende klei is al voor diverse projecten succesvol toegepast in Nederland en Europa. Een bekend voorbeeld van een merk fosfaatbindende klei is Phoslock, dat onder andere is toegepast in de Bleiswijkse Zoom en Kralingse Plas. Maar er bestaan ook andere merken zoals LimnoPLUS die uitvoerig onderzocht zijn en op de markt te verkrijgen zijn. Het verschil tussen deze merken zit in de hoeveelheid lanthaan in het product. Zo bevat Phoslock minder lanthaan per kilo dan LimnoPLUS en is er dus meer Phoslock nodig om dezelfde hoeveelheid fosfor te binden. Het uiteindelijke resultaat is hetzelfde. Er zal zoveel fosfaatbindende klei worden gedoseerd als nodig is om 9200 kg fosfor te binden. De benodigde hoeveelheid lanthaan in de fosfaatbindende klei is gemiddeld ongeveer 44 gram per vierkante meter. Daarmee is de voorziene hoeveelheid LMB minder dan een mm, uitgaande van de hoeveelheid verdeeld over 1 km² oppervlak.

Globaal worden de volgende eisen meegenomen bij de aanbesteding, die eind juni van start gaat, zijn onder andere:

- Het toe te passen product moet 9200 kg fosfaat kunnen binden volgens voorschrift van fabrikant.
- Het product bindt zowel fosfaat van de waterkolom tijdens applicatie, als fosfaat dat vrij komt vanuit de waterbodem
- Het aandeel lanthaan in het product is minimaal 4,5 tot maximaal 10,5% droge stof.
- De hoeveelheid fosfaatbindende klei is gebaseerd op aangegeven hoeveelheden fosfaat die per deelgebied moeten worden vastgelegd.
- Leverancier levert minimaal 10 werkdagen voor levering een productcertificaat aan per batch met tenminste daarop aangegeven:
 - Productiedatum
 - Samenstelling
 - Vochtgehalte
 - Droog gewicht
- Product voldoet aan internationaal erkende productstandaarden voor milieu-toepassingen NSF/ASSI 60 waterbehandeling of gelijkwaardig
- Het product is geregistreerd conform Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals (REACH-verordening).
- Veiligheidsinformatiebladen voor het product zijn opgesteld in overeenstemming met Annex II van REACH (1907/2005) en Verordeningen (2020/878).

Het merk fosfaatbindende klei en de exacte dosering is ten tijde van de vergunningaanvraag nog niet bekend. Deze informatie is echter wel van belang voor de beoordeling door vergunningverlener HHSK. De berekening van de dosering van de toe te passen fosfaatbindende klei wordt na vergunningverlening, het liefst zo snel mogelijk maar uiterlijk een maand voor start uitvoering, ter controle aangeleverd.

Globale werkwijze

Voor en tijdens de uitvoering van de maatregel worden de volgende stappen doorlopen:

1. Er worden één of meer tijdelijke werk- overslaglocaties aangelegd en na de werkzaamheden weer verwijderd.
2. Vanuit de locatie waar de fosfaatbindende klei is opgeslagen wordt er steeds een deel in bigbags vervoerd naar een werkterrein in de nabijheid van de Bergse Plassen.

3. Er wordt een installatie ingezet om de klei te mengen met water uit de Bergse Plassen
4. De suspensie wordt aangebracht in de plas aan de hand van klein materieel (en mogelijk pontons).

Planning

De toepassing van fosfaatbindende klei is voorzien voor de periode tussen half februari tot en met half maart (zie figuur 2). Zie voor een onderbouwing van de gekozen uitvoeringsperiode in de winter paragraaf 2.3.

Logistiek (aanvoer, opslag en overslag)

Net als voor het verhuizen van de brasems is het logistieke onderdeel van het werk nog niet uitgewerkt, aangezien de aanbesteding nog in voorbereiding is. Het logistieke plan wordt de komende maanden nader uitgewerkt in overleg met per-
cee-eigenaren.

Monitoring (voor, tijdens en na toepassing)

HHSK gaat zelf de monitoring organiseren. Voor de monitoring wordt gebruik gemaakt van 2 meetpunten in de Voorplas (S_0018 en S_0030) en 2 meetpunten in de Achterplas (S_0031 en S_0034). Hier worden nu al metingen gedaan die dienen als referentie voor de uitgangssituatie.

Bij de toepassing van fosfaatbindende klei zullen watermonsters worden genomen direct voorafgaand aan de toepassing. Tijdens de toepassing minimaal wekelijks. Na afronding van de werkzaamheden zullen nog 3 weken elke week een monster worden genomen. Vervolgens zullen nog iedere maand monsters genomen worden tenminste tot het einde van 2027.

Bij de monsternamen zal in ieder geval worden gemeten: doorzicht, onopgeloste stoffen (o.a. klei), totaal lanthaan, opgelost lanthaan, ortho-fosfaat en totaal fosfor. De monitoring ziet er op toe dat de vergunningvoorschriften aangehouden worden, voor wat betreft de maximaal toelaatbare concentratie van filtreerbaar lanthaan (tijdens en na het aanbrengen).

De uitvoerende partij is verantwoordelijk voor het toepassen van de gepaste dosering fosfaatbindende klei. Indien de concentratie filtreerbaar lanthaan vanaf een maand na beëindiging van de toediening de in de vergunning voorgeschreven concentratie overschrijdt, moet de uitvoerende partij maatregelen nemen om de overschrijding te beperken en/of te beëindigen. Hierbij wordt bijvoorbeeld CaCO_3 toegevoegd aan het water.

3.3 Milieubelastende activiteiten, toestemmingen en ontheffingen

De volgende milieubelastende activiteiten zijn van toepassing bij het uitvoeren van de twee maatregelen voor dit project.

Milieubelastende Activiteiten	
Toepassen fosfaatbindende klei	Verhuizen bodemwoelende vis
Het lozen van stoffen op een oppervlaktewaterlichaam: (artikel 3.43 Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard) Bevoegd gezag: HHSK Soort: vergunning	Het verrichten van een werkzaamheid in een oppervlaktewaterlichaam, namelijk het met materieel werken in en op het water (artikel 5.23 Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard) Bevoegd gezag: HHSK Soort: vergunning
Het verrichten van een andere werkzaamheid in een oppervlaktewaterlichaam, namelijk het met materieel werken in en op het water (artikel 5.23 Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard) Bevoegd gezag: HHSK Soort: vergunning	Het vissen in de kernzone van een oppervlaktewaterlichaam (artikel 7.11) Bevoegd gezag: HHSK Soort: vergunning
Het verondiepen van het oppervlaktewaterlichaam tot een diepte van niet minder dan 0,5 m onder het waterpeil (artikel 5.8 Waterschapsverordening Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard) Bevoegd gezag: HHSK Soort: melding	Het anders dan met een hengel vissen in een oppervlaktewaterlichaam (artikel 7.9) Bevoegd gezag: HHSK Soort: vergunning
Het lozen op oppervlaktewater (artikel 3.43) Bevoegd gezag: HHSK Soort: informatieplicht	Het uitzetten van vis Bevoegd gezag: RWS Soort: melding



Het onttrekken van oppervlaktewater (artikel 3.43) Bevoegd gezag: HHSK Soort: melding	Rijden met zware voertuigen op wegen met een gewichtsbepierking [indien van toepassing] Bevoegd gezag: gemeente Rotterdam Soort: aanvraag ontheffing Aanvrager: aannemer
Inrichting als tijdelijke depot/opslaglocatie Bevoegd gezag: gemeente Rotterdam Soort: vergunning Aanvrager: aannemer	
Toestemmingen en ontheffingen	
Toepassen fosfaatbindende klei	Verhuizen bodemwoelende vis
Toestemming van perceeleigenaar gebruik percelen voor materieel/materialen indien van toepassing	Toestemming van perceeleigenaar gebruik percelen voor materieel/materialen indien van toepassing
Rijden met zware voertuigen op wegen met een gewichtsbepierking Bevoegd gezag: gemeente Rotterdam Soort: aanvraag ontheffing	Toestemmingen visrechthebbenden + goedkeuring Kamer voor Binnenvisserij
	Ontheffing visserij Bevoegd gezag: RvO Soort: aanvraag ontheffing Aanvrager: aannemer

4. Communicatie en participatie

Mede omdat een goede waterkwaliteit van groot belang is voor de omgeving, en de maatregelen die in dit project getroffen worden in het verleden veel vragen en zorgen hebben opgeroepen, zijn participatie en communicatie een belangrijke bouwsteen van de projectaanpak.

Grofweg richt de participatie- en communicatieaanpak zich hoofdzakelijk op de volgende stakeholders (in willekeurige volgorde opgesomd):

Toepassen fosfaatbindende klei	Verhuizen bodemwoelende vis
Gemeente Rotterdam + wijkraad	Gemeente Rotterdam + wijkraad
Direct omwonenden Bergse Plassen	Visser (incl. HSV Groot Rotterdam, Visstand Beheer Commissie Schieland & Krimpenerwaard)
Perceeleigenaren	Visrechthebbers / perceeleigenaren (percelen met water)
Verenigingen in directe omgeving van de Bergse Plassen	Perceeleigenaren (alleen droge percelen)
Recreanten	Verenigingen in directe omgeving van de Bergse Plassen
Belangenverenigingen natuur	Recreanten
	Direct omwonenden Bergse Plassen
	Belangenverenigingen natuur

Buiten het sturen van brieven aan omwonenden, verenigingen en perceeleigenaren hebben er ook twee informatiebijeenkomsten plaatsgevonden in aanloop naar de vergunningaanvraag (zie figuur 6)



Figuur 6 Proces omgeving 2025-2027

De belangrijkste punten die zijn opgehaald in gesprek met de omgeving, en een plek hebben gekregen in de verdere planvorming zijn de volgende:

- Op verzoek van HSV Groot Rotterdam is nader onderzocht of er brasems uitgezet kunnen worden in wateren waar zij visrechten hebben. Een deel van de brasems zal dan ook uitgezet worden in de Lek.
- Omdat de karper een geliefde vissoort is bij de sportvisser is besloten deze te laten zitten in de Bergse Plassen.
- Een eerste ronde langs onder andere de verenigingen en wijkraad heeft informatie en tips opgeleverd die benut zijn bij het verder vormgeven van de communicatieaanpak van het project.

5. Bijlagen

- Bijlage 1: Visplan
- Bijlage 2: Stappen voor de bepaling van de hoeveelheid te binden fosfaat
- Bijlage 3: Waterbodemonderzoek Bergse Plassen
- Bijlage 4: Sedimentonderzoek Bergse Plassen
- Bijlage 5: Ecotoxicologisch onderzoek fosfaatbindende klei
- Bijlage 6: Onderzoek vergelijking soorten fosfaatbindende klei

**ADVIES VISSTANDBEHEER
BERGSE PLASSEN (FASE I BCD)**



ADVIES VISSTANDBEHEER

BERGSE PLASSEN (FASE I BCD)

Kenmerk: 20250196/rap_02
Status rapport: Definitief_V3
Versie: 03
Datum: 4 december 2025

Auteur:
Kwaliteitscontrole:



Opdrachtgever: Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard
Afdeling IPP
Postbus 4059
3006 AB Rotterdam

Contactpersoon:
Bestelnummer:



*Dit rapport is digitaal gegenereerd en derhalve niet voorzien van een handtekening. De inhoud van de rapportage is aantoonbaar gecontroleerd en vrijgegeven.
©ATKB voor natuur en leefomgeving. Gebruik en overname van gegevens alleen toegestaan met volledige bronvermelding. Foto's: ATKB*

INHOUD

1	Inleiding.....	1
2	Vorbereiding.....	2
2.1	Toestemming	2
2.2	Werkterrein	2
2.3	Uitvoering afvissingen	3
2.3.1	quotum.....	3
2.3.2	Afvangstrategie.....	3
2.4	Bepalen rest bestand met MCR	4
2.5	Bestemming vis	4
3	Planning en Coördinatie	4
3.1	Uitvoerende visser(s)	4
3.2	Planning	4
3.3	Communicatie	5
3.4	Risicomanagement	5

I INLEIDING

Naar aanleiding van het voornemen tot het uitvoeren van een additionele uitdunning van de visstand in de Bergse plassen als één van de maatregelen om de doelen voor de Kaderrichtlijn Water te halen, heeft in maart 2025 een aanvullende visstandbemonstering plaatsgevonden. De resultaten zijn beschreven in het rapport “advies visstandbeheer Bergse plassen (fase 1a)”. Belangrijkste conclusies van dit onderzoek waren:

1. Er is een aanzienlijk omvangrijker bestand grote brasem aanwezig dan op grond van de jaarlijkse visstandbemonsteringen blijkt. Het bestand aan brasem > 40 cm wordt berekend op 69 kg/ha
2. Veruit de meeste brasems zijn op de Achterplas aangetroffen
3. Brasems < 40 cm zijn slechts zeer beperkt aanwezig
4. Het bestand aan karpers wordt berekend op 22 kg/ha

Doel van de uitdunning van de visstand is het in evenwicht brengen van de visstand bij de voedselarme omstandigheden na uitvoering Integraalproject Bergse Plassen 2. Het doel van de onttrekking is dus onderdeel van het ecosysteemherstel waarbij zowel maatregelen aan de productiviteit van het water als de maatregel aan de visstand wordt uitgevoerd. Beoogd effect is het in balans brengen van de visstand met het voedselarmere en plantenrijkere watersysteem van de Bergse Plassen. Het streven (doel) voor de uitdunning van de visstand die past bij deze heldere ecologische toestand is maximaal 15kg/ha bodemwoelende en 15 kg/ha planktivore vis.

Op grond van deze doelen en de resultaten van de visstandbemonstering is aanbevolen een aanvullende reductievisserij op grote (> 40cm) bodemwoelende brasems uit te voeren. De verwachting is dat een reductie van deze categorie vissen de waterbodem tot rust brengt waardoor directe vertroebeling wordt voorkomen en er een vermindering van interne fosfaatbelasting op zal treden. Er wordt nog overwogen fosfaatbindende klei aan te brengen in de plassen. Naar verwachting zal die maatregel effectiever zijn wanneer de waterbodem met rust gelaten wordt. Naast grote brasems zijn er grote bodemwoelende karpers aanwezig. Er wordt op dit moment niet geadviseerd ook die af te vissen. Grote karpers foerageren rustiger dan brasems. Mede gezien de geringe aantallen en de lage reproductie lijkt het verantwoord de karpers met rust te laten en in plaats daarvan de brasems tot een extra laag niveau te reduceren. Een andere reden om de karpers ongemoeid te laten is het behouden van draagkracht bij bijvoorbeeld hengelsport.

Voorbehoud: ondanks een extra visstandbemonstering in maart met een aanzienlijke inspanning blijft de kans aanwezig dat de werkelijk aanwezige visstand afwijkt van het beeld dat de bemonstering opgeleverd heeft. Zo is er zeer weinig brasem <40 cm aangetroffen. Ondanks extra zoeken op kansrijke overwinteringsplaatsen blijft de mogelijkheid bestaan dat een cluster gemist is. Voor karpers geldt dat deze soort bijzonder lastig te kwantificeren is. Het gaat om geringe aantallen grote zware dieren die lastig te vangen zijn en sterk geclusterd voorkomen.

Het risico op een te hoog restbestand na de reductievisserij wordt beheerst op twee manieren:

1. De populatie brasem > 40 cm wordt nader gekwantificeerd middels een MCR onderzoek tijdens de reductievisserij
2. Voor de populatie brasem < 40 cm en karpers (alle lengtes) wordt tijdens de reductievisserij gelet op onverwacht grote vangsten die een aanpassing van het verkregen beeld nodig maken. In dat geval wordt dit meteen gemeld en wordt een aanvullende actie voorgesteld. Voorafgaand aan de daadwekelijke afvissing wordt hiervoor een beslisboom opgesteld met HHSK. Gegevens van het aankomende KRW-visonderzoek september 2025 worden daarbij ook meegenomen. Het is mogelijk dat tijdens het KRW-visstandonderzoek nieuwe inzichten worden verkregen.

2 VOORBEREIDING

2.1 TOESTEMMING

Sinds mei 2025 is ATKB samen met HHSK in gesprek om de communicatiestrategie richting de stakeholders te bepalen, om het risico op tegenwerking te verkleinen en vertraging te voorkomen. Dit is een doorlopend proces. De visrechthebbers en perceeleigenaren zijn de twee stakeholders waarvan toestemming moet worden verkregen om de uitdunning van de visstand te kunnen uitvoeren.

Voor zover bekend is de gemeente Rotterdam houder van het visrecht. HSV Groot Rotterdam heeft van de gemeente Rotterdam een machtiging om toestemmingsdocumentjes (Rotterdamse hengilvergunning) te verkopen zodat onder andere haar leden (en nog van enkele samenwerkende verenigingen) en Rotterdammers die Rotterdamse hengilvergunning kopen, in de plassen kunnen vissen. Omdat HSV groot Rotterdam geen visrechten in de plassen heeft maar de gemeente Rotterdam dient de gemeente goedkeuring te verlenen voor het uitvoeren van de reductievisserij. Maar het is niet meer dan logisch dat er ook begrip is bij HSV Groot Rotterdam voor het visplan. Dit dient zorgvuldig voorbereid en gecommuniceerd te worden.

Naast deze grote partijen zijn er nog een aanzienlijk aantal privé eigenaren. Veelal zijn dat eigenaren van een legakker met een aangrenzend strookje water. Formeel dienen al deze eigenaren aangeschreven te worden met het verzoek toestemming te verlenen. Bij de reductievisserij van 2004-2006 is dit wel gedaan (door HHSK, op briefpapier van de gemeente) wat een aanzienlijke inspanning gekost heeft en slechts ten dele gelukt is. Gezien het huidige plan en onze ervaringen stellen we het volgende voor:

1. Uitsluitend de grootste privé eigenaren benaderen. Waarschijnlijk betreft dit Plaswijck en twee jachthavens
2. Overige bewoners-eigenaren informeren middels bestaande kanalen (nog uitzoeken: is er bewoners vereniging? Buurtapp o.i.d. waar gebruik van gemaakt kan worden? Alternatief is alle privé eigenaren aanschrijven.

In bijlage 2 zijn de indieningsvereisten van het visplan opgenomen conform de waterschapsverordening van HHSK.

2.2 WERKTERREIN

Er is een werkterrein – haven nodig voor:

- Veilige ligplaats boten
- Opslag klein materiaal
- Aanlanding / overslag vis

Het plassen gebied is door versnipperde eigendomsituatie lastig bereikbaar vanaf de oevers. Voor transport van vis is een (kleine) vrachtwagen nodig die dichtbij het water kan komen. In 2004-2006 is de vis overgeladen bij een oude loswal achter bowlingbaan Dok99. Nadeel is dat dit ook een parkeerplaats is waardoor er onverwachte situaties met bereikbaarheid op kunnen treden. Voordeel is wel dat naar verwachting de meeste vis gevangen gaat worden in de Achterplas, nabij de genoemde loswal. De boten liggen hier niet beschermd. De Jachthaven in het westen van de Achterplas kan een goede plek zijn evenals de loswal achter de Stadsboerderij De Wilgenhof. Dit zal nader uitgezocht moeten worden.

Alternatief is de oever – ponton naast de schutsluis. De medewerking van de naastliggende jachthaven is bij de jaarlijkse bemonstering altijd erg goed. Hier vinden de boten een goede en relatief veilige ligplaats. Nadeel van deze locatie is de afstand ten opzichte van de verwachte voornaamste vangplaatsen in de

Achterplas. Ter zijner tijd zal dit onderdeel nader uitgewerkt worden. Er wordt geen echt knelpunt verwacht.

2.3 UITVOERING AFVISSINGEN

2.3.1 QUOTUM

Vooralsnog richt de reductie zich alleen op brasems >40 cm. Het bestand is op basis van de extra bemonstering van maart 2025 berekend op 69 kg/ha. Op een totaal oppervlak van 109 ha levert dat een totaalbestand op van ruim 7,5 ton.

Normaal wordt bij dit soort afvissingen gestreefd naar een restbestand van maximaal 25 kg/ha. Zoals aangegeven is het de bedoeling het bestand aan karpers met rust te laten. Om dat te compenseren streven we naar een zo laag mogelijk restbestand aan brasem. Dit heeft tevens tot gevolg dat het paaibestand dusdanig laag wordt dat de reproductie beperkt wordt. Uitgaande van een restbestand van 15 kg/ha zou er 5.886 kg (bijna 6 ton) verwijderd moeten worden.

2.3.2 AFVANGSTRATEGIE

De visserij wordt uitgevoerd met een grote zegens. De bemonstering van maart 2025 is uitgevoerd met een zegen van 500 meter, dat was een adequate afmeting waarmee in korte tijd een aanzienlijk areaal afgevist kan worden. Het is wel wenselijk een tweede kleinere zegen in te zetten voor de kleinere waterdelen in de Achterplas. Een lengte van ongeveer 300 meter lijkt geschikt. Andere vangtuigen zijn niet nodig.

Het gehele gebied wordt afgevist. Met uitzondering van sloten en uithoeken. Grote brasems zitten daar nooit.

Na een eerste ronde waarbij ongeveer het gehele wateroppervlak afgevist wordt, is een additionele inspanning waarschijnlijk nog nodig. Deze aanvullende inspanning wordt gelegd op de plekken waar de meeste vis in de eerste ronde is aangetroffen. Hierbij wordt ondersteuning verkregen van een sidescan sonar waarmee vis wordt opgezocht.

Er wordt gestreefd naar een restbestand brasem > 40 cm van maximaal 15 kg/ha (totaal 1635 kg). De totale tijd die nodig is om dat te bereiken laat zich van te voren lastig berekenen. Voor het vangen en merken van 100 brasems zijn naar verwachting 3-4 dagen nodig. Het is essentieel dat de vissen verspreid over het gebied gevangen worden om zo een ad random verspreiding van de gemerkte vissen in de populatie te bewerkstelligen. Voor het in zijn geheel bevissen van het gebied en afvoer van de brasems zijn 10 – 12 dagen nodig. Daarna moet blijken wat er nog aan inspanning nodig is. Het kan meezitten maar ook tegenzitten. Inclusief mobilisatie-demobilisatie zijn naar verwachting maximaal 40 werkdagen nodig met een ploeg van drie mensen. Waarschijnlijk kan het in minder tijd. Mocht onverhoopt toch blijken dat er meer brasem < 40 cm en/of veel karpers aanwezig zijn dan moet de situatie opnieuw bekeken worden. We stellen voorafgaand aan de afvissing een plan op met HHSK hoe in deze situatie wordt gehandeld.

Innovatie

Volwassen brasems scholen vaak samen. Voor de afvissing is het interessant te weten waar die scholen zich bevinden. Deels zijn die op te sporen door visueel vast te stellen waar het water (iets) troebeler is. Troebeler is in dit geval vaak wat stoffiger, een geoefende visser kan dat zien. Ook met een goede sonar zijn deze vissen op te sporen al is de geringe waterdiepte daarbij een belemmerende factor. Een mogelijk alternatieve benadering is een aantal vissen uit te rusten met een akoestische zender. Door deze dieren later met een scanner te lokaliseren is de kans groot dat deze dieren zich in een school bevinden. Door de gevangen gezenderde vissen steeds weer terug te zetten behouden ze gidsfunctie ook bij de vordering van de afvissing. Dit is handig aangezien de opgejaagde vissen naar verwachting regelmatig een andere verblijfplaats zullen zoeken, waarschijnlijk steeds verder de periferie van het systeem in.

We stellen voor om circa 10 vissen te voorzien van een akoestische zender.

2.4 BEPALEN REST BESTAND MET MCR

Voorafgaand aan de uitvoering worden 100 brasems gevangen en van een merk voorzien. Aangezien het niet om grote aantallen vissen gaat kan volstaan worden met een eenvoudig vinknipmerk (stukje van een staartlob afknippen). De vissen moeten op verschillende plekken gevangen worden en verspreid weer terug gezet. Voor de Voorplas en Achterplas worden verschillende merken gebruikt (boven- of onderkant staart). Indien blijkt dat terugvangsten uitsluitend in de zelfde deelgebieden zijn, dan kan voor beide deelgebieden separaat een berekening van het restbestand gemaakt worden. Dat is wel wenselijk gezien de grote verschillen in dichtheid tussen beide deelgebieden.

Na een rustperiode van minimaal één week wordt gestart met de reductievisserij. Hierbij worden de gevangen brasems geteld waarbij het aantal gemerkte vissen apart genoteerd wordt. Het percentage terug gevangen brasems indiceert het reductie percentage van de gehele populatie. In de rapportage van de afvissing dient een hoofdstuk te worden opgenomen waarin het restbestand wordt besproken.

2.5 BESTEMMING VIS

We verwachten in totaal ongeveer 6 ton (zeer) grote brasems te vangen waar een bestemming voor gevonden moet worden. Voor het maatschappelijk draagvlak van de maatregel, bestuur van HHSK en zeker bij de georganiseerde hengelsport, is een “zinvolle” bestemming van groot belang. Mede vanuit dat oogpunt is met de visrechthebbenden en gemachtigden die bestemming van de vis besproken. Vanuit Rijkswaterstaat is op 10 oktober 2025 in een memo aangegeven dat de brasems vanuit de Bergse Plassen mogen worden uitgezet in de Nieuwe Maas. Bij de uitzet dient rekening gehouden te worden met een evenwichtige verspreiding over het waterlichaam en met zoutgehaltes (afhankelijk van de afvoer). De memo van Rijkswaterstaat is in bijlage 1 opgenomen.

3 PLANNING EN COORDINATIE

3.1 UITVOERENDE VISSER(S)

Er zijn niet veel visserijbedrijven in Nederland die de ervaring en materialen hebben voor het uitvoeren van grootschalige afvisprojecten. De enkele bedrijven die dit soort werkzaamheden aannemen zijn vaak beperkt in hun tijd en mogelijkheden. De vorige afvissing in 2004-2006 is uitgevoerd in een samenwerking van visserijbedrijf Wilkin den Boer en ATKB. Sindsdien werken we veel en prettig met elkaar samen. Zowel ATKB als den Boer beschikken over geschikte zegens en speciale vaartuigen. ATKB heeft daarbij de mogelijkheid één grotere zegen in te zetten. Den Boer heeft faciliteiten voor transport van vis.

De rol van ATKB in het veld is tweeledig: naast een uitvoerende rol zorgt de continue aanwezigheid van ATKB bij de visserij voor zaken als omgevingsmanagement, planning, kwaliteitsborging en strategie, registratie van vangsten en algemene directie voerende taken zoals bijhouden van urenregistratie. Deze werkwijze is bewezen succesvol bij tal van grootschalige reductievisserijen. We stellen voor dat ook hier zo toe te passen. Ook de uitstekende gebiedskennis van zowel Wilkin als ATKB is een groot voordeel.

3.2 PLANNING

De visserij kan het best in de koude periode uitgevoerd worden. De vis is dan minder actief en bevindt zich in winterclustering en daardoor beter vangbaar en zonder veel schade te transporteren. Bijkomend voordeel is dat het rustig op het water is met bootjes. De periode november tot en met maart is geschikt. Indien de voorbereidingen voorspoedig verlopen kan de visserij in de winter van 2025-2026 uitgevoerd worden. Als dit niet het geval is kan uitgeweken worden naar winter 2026-2027. In de planning met

betrekking tot de andere maatregelen dient dan wel rekening gehouden te worden, zoals de toepassing van fosfaatbindende klei.

Naar verwachting zal de hele visserij maximaal 40 werkdagen in beslag nemen. De exacte benodigde tijd is van te voren moeilijk te bepalen omdat de verspreiding van de vis geen vast gegeven is. Het is de verwachting dat de vis net als in maart 2025 geclusterd in de Bergse Plassen aanwezig is, maar het kan zijn dat ze homogener verspreid over het water voorkomen en vang je overal een paar. Als het meezit zitten ze sterk geclusterd op een plek waar ze goed te vangen zijn. Dan kan in korte tijd veel vooruitgang geboekt worden.

3.3 COMMUNICATIE

Vangen en manipuleren van vissen trekt doorgaans veel aandacht. De vraag rijst of het handig is die aandacht actief te (be)vestigen. De visserij is minder omvangrijk dan eerst gedacht, immers alleen gericht op grote brasems. Het is feitelijk een aanvulling op de maatregel van 20 jaar geleden; het verwijderen van de toen overgebleven brasems. Het lijkt ons dan ook dat grotendeels volstaan kan worden met de overleggen met stakeholders zoals in paragraaf “Toestemming” benoemd alsmede een gerichte mailing naar omwonenden en direct belanghebbenden.

Wat verder wel van belang is, is participeren op mogelijke meldingen van bewoners- omstanders aan bevoegd gezagen. Mensen zien een bepaalde activiteit (vissen, transport van vissen enz) en krijgen mogelijk argwaan. Als bij een melding meteen geruststellend gereageerd kan worden voorkomt dit escalatie en onnodige inzet van controlerende instanties. Daarom is het nodig dat controlerende instanties op de hoogte zijn van de visserij-activiteiten. We noemen in dat kader:

- Politie
- BOA's
- Gemeentelijke toezichthouders
- Gemeente Rotterdam
- HSV Groot Rotterdam.

3.4 RISICOMANAGEMENT

Het reduceren van een visstand is voor ervaren mensen een routineklus. Toch zijn er factoren die de uitvoering kunnen belemmeren en daarmee het behalen van de targets in gevaar brengen. Vissen zijn levende dieren met soms een ander gedrag dan vooraf gedacht. In onderstaand overzicht zijn een vijftal top risico's benoemd met gevolgen voor het project en met beheersmaatregelen.

Tabel 1 Risicotabel afvising

Omschrijving	gevolgen	maatregelen
Problemen met toestemmingen	Bij kleine perceeleigenaren geen probleem, daar kan omheen gewerkt worden. Bij niet verkrijgen van toestemming grote percelen en visrechtenbende kan project niet gestart worden	Alle eigenaren aanschrijven. Bij geen reactie tweede keer. Op kaart bijhouden wie wel en wie niet, dan kijken of er knelpunten zijn. Overleg met HSV Groot Rotterdam en gemeente.
Onvoldoende capaciteit personeel en materieel	Project niet op tijd gereed	ATKB en visserijbedrijf den Boer hebben samen ruim voldoende materieel en mankracht
Vangsten vallen tegen	Targets worden niet gehaald	Middels Merk-terugvangst reductieniveau monitoren en resterende vissen zenders uitrusten om te zoeken naar visconcentraties.
Probleem met bestemming vis	Project kan niet starten	Ruim van te voren zoeken naar uitzetlocatie(s).
Probleem met aanlanding vis en ligplaats boten	Project kan niet goed uitgevoerd worden	Tijdig overleg met mensen die lokaal goed bekend zijn en/of kansrijke plekken zoals bij jachthaven UNO

BIJLAGE I: MEMO OVERZETTEN BRASEM NAAR RIJKSWATEREN



memo

Overzetten brasem naar Rijkswateren

[Redacted] nl

Centraal Bureau voor de Statistiek

Datum

3 november 2025

Aanleiding

Het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard (HHSK) voert een ecologisch herstelproject uit voor de Bergse plassen. De visstand speelt hierbij een sleutelrol, evenals de aanpak van de waterbodem. Op het moment zit er bijna 70 kg/ha grote brasem in de Bergse Plassen. Ten behoeve van het integraal herstel project dient dit teruggebracht te worden tot 15 kg/ha. Hiervoor dient ongeveer 6000 kg aan brasem verwijderd te worden. Het gaat daarbij om iets meer dan 1.400 exemplaren (1.429) met een individueel gewicht van 4,2 kg. Na afloop van het ecologisch herstelproject zal de draagkracht van de Bergse plassen aanzienlijk lager zijn (voedselarm). Voor de verwijderde brasems dient daarom een alternatieve locatie gevonden te worden. Het hoogheemraadschap zoekt daarbij naar een zinvolle bestemming.

Het overzetten naar waterlichamen in het beheer van het hoogheemraadschap is waarschijnlijk beperkt mogelijk. Deze wateren zijn relatief klein, waardoor het overzetten van brasem al snel te veel is. Om deze reden heeft het hoogheemraadschap aan Rijkswaterstaat gevraagd of er mogelijkheden zijn de brasems over te zetten in één of enkele Rijkswateren. Daarbij zijn specifiek de waterlichamen Nieuwe Waterweg en de Hollandse IJssel genoemd. Omdat de Nieuwe Waterweg een relatief hoog zoutgehalte heeft wordt aangenomen dat hiermee eigenlijk de Nieuwe Maas wordt bedoeld. Dit waterlichaam staat in directe verbinding met de Hollandse IJssel.

Een verzoek tot het overzetten van vis vanuit een regionaal naar een rijkswater is niet uniek. Enkele jaren terug werden bijvoorbeeld karpers vanuit de Oostvaardersplassen overgezet in het Markermeer. Dit in verband met een verlaging van het waterpeil waardoor er te weinig water overbleef voor het bestand aan karper. Op basis van onderzoek werd destijds vastgesteld hoeveel karper overgezet kon worden zonder dat de doelstellingen voor de Kaderrichtlijn Water in gevaar kwamen. In totaal werd uiteindelijk zo'n 112 ton vis overgezet naar het Markermeer ([Redacted] 2022).

De uitzet van zogenaamde 'bodemwoelende' vis heeft in de praktijk voornamelijk betrekking op karper. De kaders hiervoor zijn door Rijkswaterstaat, Unie van Waterschappen en Sportvisserij Nederland vastgesteld in de "Richtlijn uitzet karper". Rijkswaterstaat toetst daarbij of de uitzettingen niet conflicteren met de doelstellingen voor de Kaderrichtlijn Water (KRW). Om vast te stellen of het

overzetten van brasem naar de genoemde waterlichamen mogelijk is wordt aangesloten bij de werkwijze zoals toegepast bij de uitzet van karper. In voorliggend document is dit uitgewerkt.

**Rijkswaterstaat Water,
Verkeer en Leefomgeving**

Datum

10 oktober 2025

Uitwerking

Vanuit de Kaderrichtlijn Water geldt dat het overzetten van de brasems (uitzet in Rijkswateren) niet mag leiden tot een achteruitgang van de waterkwaliteit en het de verbetering van de waterkwaliteit niet mag frustreren (Richtlijn uitzet karper, 2020). Dit wordt bepaald door de visstand voor en na uitzet (huidig + berekend eindbestand na uitzet) te toetsen aan de betreffende KRW-maatlat voor vis. Ook wordt getoetst op criteria die gehanteerd worden voor de maximale biomassa van bodemwoelende vis. Hierbij wordt uitgegaan van een veilig geachte biomassa-grens om vertroebeling van het water en het verdwijnen van submerse waterplanten te voorkomen. Hierbij is het wel belangrijk om in ogenschouw te nemen dat zoet getijdenwater normaliter matig eutroof tot eutroof is, waarbij de waterbeweging ervoor zorgt dat het doorzicht gering is ([REDACTED] al., 2018).

Toetsing visserijmaatlat Kaderrichtlijn Water

De Hollandse IJssel is voor de KRW getypeerd als een zoet getijdenwater (type R8). De visstand in dit type wateren wordt beoordeeld met (deel)maatlaten die toetsen op basis van de soortensamenstelling en het voorkomen (abundantie) van vissen. Bij de soortensamenstelling gaat het daarbij om de aanwezigheid van diadrome, rheofiel en limnofiele soorten. Bij de abundantie om het aandeel van rheofiele en limnofiele soorten in bestandschatting van de totale visstand (op basis van aantallen).

De brasem is een eurytope vissoort. Het uitzetten van deze vis in waterlichamen van het type R8 heeft alleen effect op de deelmaatlaten die toetsen op abundantie. Het uitzetten van brasem vergroot namelijk de visstand (bestandschatting) als geheel. Het resultaat hiervan is een reductie in de relatieve abundantie van rheofiele en limnofiele soorten. Deze reductie is logischerwijs groter als meer vissen worden uitgezet. De omvang van de bestandschatting van de Hollandse IJssel varieert de laatste drie meetjaren (2019, 2020 en 2023) tussen 317 en 506 n/ha. Het uitzetten van 1.429 brasems resulteert in een toename van de visdichtheid met 5,5 n/ha¹. Het gevolg hiervan is dat het relatieve aandeel van rheofiele en limnofiele soorten slechts beperkt afneemt. In de uiteindelijke toetsing van de visstand (driejaarlijks gemiddelde) leidt dit tot een afname in de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR) van 0,134 naar 0,133. In beide gevallen correspondeert dit met een "matige" toestand voor vis (klassegrens van 0,13 tot 0,19).

De Nieuwe Maas is voor de KRW getypeerd als een overgangswater (type O2b). De visstand in dit type wateren wordt beoordeeld op basis van (deel)maatlaten die toetsen op de abundantie van kenmerkende soorten als spiering, fint, schol, wijting, slakdolf, bot en pos. Het gaat daarbij om een toetsing op basis van de vangsten in aantal per hectare. Eventueel voorkomende andere vissoorten hebben daarbij geen direct effect op de resultaten van de toetsing. Het uitzetten van brasem in de Nieuwe Maas zal dan ook geen invloed hebben op de toetsresultaten van dit waterlichaam.

¹ Het waterlichaam Hollandse IJssel heeft een wateroppervlak van circa 260 hectare (o.b.v. Google Earth).

Bij bovenstaande dient opgemerkt te worden dat in de Nieuwe Maas zelf de visstand niet bemonsterd wordt voor de KRW. In plaats daarvan wordt gebruik gemaakt van de (toets)resultaten van het verder benedenstrooms gelegen waterlichaam Nieuwe Waterweg (projectie). Dit waterlichaam is eveneens een overgangswater, maar wel gelegen aan de "zoute" zijde van het estuarium. De Nieuwe Maas bevindt zich aan de "zoete" zijde van de overgang tussen rivier en zee. Bovenstrooms van de Nieuwe Maas bevindt zich het waterlichaam "Oude Maas". Dit waterlichaam omvat onder andere de Getijden Lek, Oude Maas, Spui, Noord en Dordtsche Kil. Het is goed mogelijk dat brasems die uitgezet worden in de Nieuwe Maas ook in deze wateren terecht komen. Zeker in perioden met weinig afvoer strekt de invloed van het zoute zeewater verder landinwaarts. Om deze reden wordt ook dit waterlichaam meegenomen in de toetsing.

De Oude Maas is een omvangrijk waterlichaam met een lengte van bijna 100 kilometer en een waterbreedte van veelal 200 tot 300 meter. Het uitzetten van zo'n 1.400 brasems zal op de schaal van dit waterlichaam resulteren in een toename van het brasembestand met ongeveer 0,5 vissen per hectare. De bestandschatting van de visstand in het waterlichaam Oude Maas heeft de laatste drie jaar een omvang van 398 tot 458 n/ha. De toevoeging van 0,5 brasems per hectare aan dit bestand leidt niet tot een verandering in de EKR. Deze was 0,106 en blijft 0,106 en valt hiermee in de klasse "ontoereikend" (0,06-0,13). Ook bij hogere dichtheden brasems (toename van 2 n/ha) blijft de EKR ongewijzigd.

Toetsing aan maximale biomassa bodemwoelende vis

Vissen als karper en brasem zijn zogenaamde "bodemwoelende" vissen die een deel van hun voedsel uit de bodem halen. Hierbij komen nutriënten en sediment in de waterkolom en kunnen ondergedoken waterplanten verdwijnen. Om die reden wordt voorzichtig omgegaan met het uitzetten van bodemwoelende vis. Hoe groot de dichtheid aan bodemwoelende vis mag zijn om ongewenste effecten te voorkomen is in de praktijk echter lastig vast te stellen, waarbij er grote verschillen tussen wateren kunnen zijn. Wel geldt dat hoe hoger de dichtheid aan bodemwoelende vis, des te groter het risico op ongewenste effecten (C[REDACTED], 2015).

Zoals eerder aangegeven geldt voor zoet getijdenwater dat deze normaliter matig eutroof tot eutroof zijn en dat de waterbeweging ervoor zorgt dat het doorzicht gering is (C[REDACTED], 2018). Een wat omvangrijker bestand van benthivore vis is in dergelijke wateren minder bezwaarlijk en kan bij de omstandigheden ter plaatse passen. Desondanks wordt aangesloten bij de werkwijzen van de Richtlijn Karperuizet (onbekend, 2020). Op deze wijze is er sprake van een uniforme aanpak, passend bij de wettelijke kaders en verplichtingen.

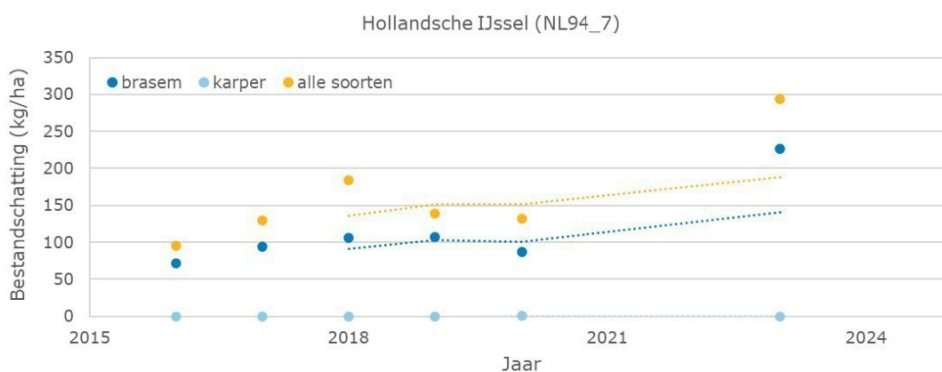
In de figuren op de volgende pagina zijn de bestandschattingen² (kg/ha) van de Hollandsche IJssel en Oude Maas weergegeven. Dit zijn de bestandschattingen die met Aquokit zijn gegenereerd op basis van de vangsten met boomkor en elektrovisapparaat. In de figuur is onderscheid gemaakt in de totale bestandschatting (alle vissoorten) en de omvang van de bestandschatting van de bodemwoelende vissoorten brasem en karper.

² Bestandschattingen worden weergegeven als concrete waarden, maar kennen in de praktijk een bepaalde nauwkeurigheid. Deze nauwkeurigheid wordt mede bepaald door de toegepaste methodiek, inspanning en vangstrendment en -selectiviteit van vangtuigen.

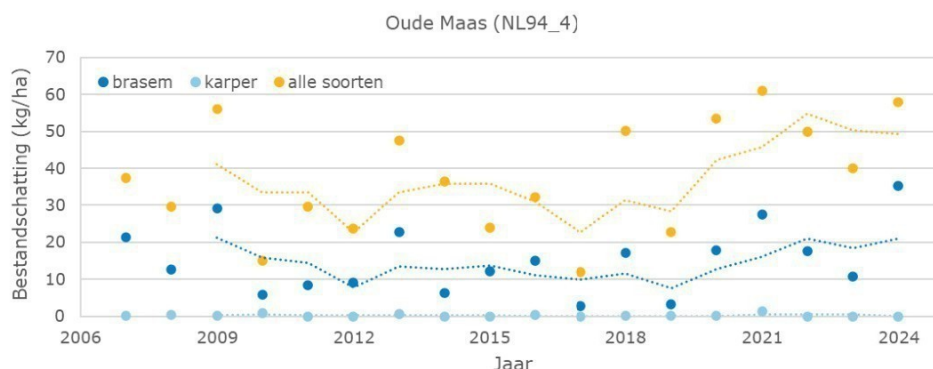
De bestandschattingen in de Hollandsche IJssel varieerden in de periode van 2006 tot 2020 in omvang tussen 100 en 200 kg/ha. In 2023 was dit toegenomen tot zo'n 300 kg/ha. Een groot deel van deze visbiomassa bestaat uit brasem. Gemiddeld is dit zo'n 70% (58-77%). De bestandschattingen van de Oude Maas zijn minder omvangrijk. Door de jaren heen varieerde de omvang van iets meer dan 10 tot maximaal zo'n 60 kg/ha. Ook in de Oude Maas bestaat een relatief groot deel van deze visbiomassa uit brasem, maar met een gemiddeld aandeel van zo'n 40% (14-61%) is dit wel minder dan in de Hollandsche IJssel. Zowel in de Hollandsche IJssel als in de Oude Maas is de omvang van de bestandschatting de laatste jaren iets toegenomen.

Voor de Hollandsche IJssel geldt dat het overzetten van 6.000 kg brasem resulteert in een toename van de brasemstand met 23,2 kg/ha. Rekenend met de gemiddelde bestandschatting van de laatste drie meetjaren resulteert dit in een bestandschatting van in totaal 212 kg/ha, waarvan 164 kg/ha bodemwoelende vis (vrijwel enkel brasem). Het aandeel bodemwoelende vis wordt daarmee 77%. De toename van het brasembestand bedraagt 17%.

Voor de Oude Maas geldt dat het overzetten van 6.000 kg brasem resulteert in een toename van de brasemstand met 2,0 kg/ha. Rekenend met de gemiddelde bestandschatting van de laatste drie meetjaren resulteert dit in een bestandschatting van in totaal 51,2 kg/ha, waarvan 23,1 kg/ha bodemwoelende vis (enkel brasem). Het aandeel bodemwoelende vis wordt daarmee 45%. De toename van het brasembestand bedraagt 9%.



Figuur 1. Bestandschattingen Hollandsche IJssel, incl. driejaarlijks gemiddelde (uitvoer KRW toetsingen - Aquokit).



Figuur 2. Bestandschattingen Oude Maas, incl. driejaarlijks gemiddelde (uitvoer KRW toetsingen - Aquokit).

In de richtlijn voor uitzet van karper (onbekend, 2020) wordt enkel ingegaan op de maximaal toelaatbare (eind)biomassa van karper. Voor karper geldt dat een biomassa lager dan 30 kg/ha een gering effect heeft op de waterkwaliteit en ecologie. Een biomassa van 30 tot 100 kg/ha kan samengaan met plantenrijk water, maar kan ook resulteren in een substantiële afname aan waterplanten. Een biomassa van meer dan 100 kg/ha heeft in veel gevallen grote negatieve effecten, veelal resulterend in plantenarm en troebel water.

Brasem wordt in de richtlijn voor uitzet van karper buiten beschouwing gelaten. Om die reden wordt in voorliggend document gebruik gemaakt van de KRW-maatlatten zoals deze toegepast worden in meren (M-typen). Deze maatlatten zijn gerelateerd aan het doorzicht van een water en de bijbehorende ontwikkeling van vegetatie en visgemeenschappen. Voor zoete meren geldt voor de deelmaatlat "brasem en karper" dat de grens tussen een matige en goede beoordeling ligt bij een maximaal aandeel van 40% in de totale visbiomassa. Voor laag productieve wateren (<100 kg/ha (Rijkswaterstaat, 2008)) zou dit resulteren in maximaal 40 kg/ha brasem en karper.

Op basis van de bestandschattingen geldt voor de Hollandsche IJssel dat de biomassa brasem met meer dan 160 kg/ha al ruimschoots boven deze grens zit. Wanneer bij karper dergelijke bestanden al kunnen resulteren in plantenarm en troebel water, dan zal dit voor brasem naar verwachting ook het geval zijn. Het effect van brasem op de hoeveelheid zwevend sediment in het water is namelijk groter (zo'n twee keer) dan bij karper (Rijkswaterstaat, 1992).

De omvang van het brasembestand in de bestandschattingen van de Oude Maas ligt de laatste drie meetjaren op zo'n 23 kg/ha. Dit ligt ruimschoots onder de maximale 40 kg/ha aan bodemwoelende vis die in laag productieve wateren (<100 kg/ha) mag voorkomen. Een dergelijk bestand heeft naar verwachting geen negatief effect op het doorzicht en de ontwikkelingsmogelijkheden voor waterplanten. Ter illustratie; bij actief biologisch beheer dient het bestand aan bodemvoedsel etende en bodemwoelende vis teruggebracht te worden tot 15-25 kg/ha (Rijkswaterstaat, 2008). De huidige bestandschatting van brasem ligt binnen deze range.

Discussie/conclusie

- Op basis van voorgaande kan geconcludeerd worden dat de uitzet van zo'n 1.400 brasems (circa 6.000 kg) in de Nieuwe Maas / Oude Maas niet leidt tot een achteruitgang van de waterkwaliteit (KRW-toetsing) en het de verbetering van de waterkwaliteit in deze wateren niet zal frustreren. Op basis van deze punten is de uitzet van de brasems in deze waterlichamen niet bezwaarlijk.
- Voor de Hollandsche IJssel resulteert de uitzet van deze brasems eveneens niet tot een achteruitgang van de waterkwaliteit (KRW-toetsing). In dit waterlichaam is al sprake van een bestandschatting met een omvangrijk brasembestand. Het is daarbij goed mogelijk dat deze reeds een effect hebben op bodemwoeling en doorzicht, hoewel het doorzicht in dit type wateren normaliter al niet hoog is. Desondanks kan gesteld worden dat het verhogen van het brasembestand met meer dan 20 kg/ha waarschijnlijk niet in positieve zin zal bijdragen aan het

verbeteren van de waterkwaliteit. Om die reden is de uitzet van brasem in dit waterlichaam niet wenselijk.

**Rijkswaterstaat Water,
Verkeer en Leefomgeving**

Bij de interpretatie van voorgaande conclusies zijn wel enkele kanttekeningen en aanvullende opmerkingen. Navolgend worden deze besproken.

Datum
10 oktober 2025

Vanuit ecologisch oogpunt wordt een groot bestand van bodemwoelende vis niet altijd als wenselijk beschouwd. Dit vanwege de negatieve effecten die deze vissen kunnen hebben op het doorzicht ten de ontwikkeling van submerse vegetatie. Zoals genoemd is er in zoet getijdenwater normaliter sprake van matig eutroof tot eutroof water, waarbij de waterbeweging het doorzicht gering kan maken ([redacted] et al., 2018). De negatieve effecten van bodemwoelende vis kunnen hierdoor minder groot zijn, al is dit niet voor alle delen van de waterlichamen te zeggen. Daarnaast geldt dat er ook andere factoren van invloed zijn op bodemberoering en de opwerveling van sediment. Denk daarbij bijvoorbeeld aan de intensieve beroepsvaart in deze waterlichamen.

Het Benedenriviereengebied is een open systeem. Vissen kunnen vrij migreren tussen de verschillende waterlichamen. Het uitzetten van brasems in de Nieuwe Maas of Oude Maas hoeft niet te betekenen dat deze vissen daar ook blijven. In theorie kunnen deze vissen er ook voor kiezen de Hollandsche IJssel op te trekken. Voor de beoordeling van de uitzet van vis is dit echter niet relevant. Wel wordt geadviseerd om bij eventuele uitzet rekening te houden met een evenwichtige verspreiding over het waterlichaam en met zoutgehaltes (afhankelijk van afvoer).

Bij de toepassing van Richtlijn uitzet karper (onbekend, 2020) wordt er gerekend met een zogenaamde "eindbiomassa". Dit is de omvang van het bestand na verloop van tijd, waarbij rekening gehouden wordt met de individuele groei van vissen en eventuele onttrekking (bijvoorbeeld door predatie of sterfte). In het voorliggend geval betreft het de uitzet van brasems die hun maximale lengte en gewicht al bereikt lijken te hebben. Het initiële bestand kan daarom als het maximale bestand worden beschouwd.

Literatuur

[redacted] J., 2022. Grootschalige verhuizing van vis. Visionair nr. 64 Juni 2022.

[redacted] 1994.
Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and Common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biology*, 32: 113-121. In: [redacted] 2015.

[redacted] van, 2015. Evaluatie rapportage over karperuitzet in Nederland. Rapport C020/15 [redacted] ageningen UR.

[redacted] L., 2008. Van helder naar troebel... en weer terug. STOWA-rapportnummer 2008-04. ISBN 978.90.5773.386.4. STOWA Utrecht, maart 2008.

[REDACTED]
[REDACTED] van, 2018. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water 2021-2027. STOWA rapport 2018-49. ISBN 978.90.5773.813.5. Derde druk (2019). Uitgave STOWA, Amersfoort.

Onbekend, 2020. Richtlijnen uitzet karper. Vastgesteld en ondertekend door Rijkswaterstaat, Unie van Waterschappen en Sportvisserij Nederland.

[REDACTED] 2008. Kosten en baten van actief visstandbeheer achtergrondrapport Ex-ante evaluatie KRW. V [REDACTED] BHV28-1. In: [REDACTED] 2015.

**Rijkswaterstaat Water,
Verkeer en Leefomgeving**

Datum

10 oktober 2025

BIJLAGE II: INDIENINGSVEREISTEN VISPLAN CONFORM WATERSCHAPSVERORDENING

Bij een aanvraag om een omgevingsvergunning voor vissen als bedoeld in [artikel 7.11](#) wordt een visplan verstrekt. Een visplan bevat in ieder geval de volgende gegevens en bescheiden:

- a.
 - Visrechten
 - **1^o. Gemeente Rotterdam**
 - Een bewijs van het hebben van visrecht als bedoeld in artikel 1, eerste lid, onder c van de Visserijwet 1963;
 - **2^o.**
 - Voor zover van toepassing een schriftelijke toestemming voor gebruik beroepsvistuigen.
 - **3^o. Niet van toepassing**
 - De visrechthebbenden en eventuele houders van een schriftelijke toestemming voor gebruik beroepsvistuigen moeten het visplan ondertekenen.
 - **4^o. Gemeente Rotterdam**
 - Voor zover van toepassing toelichting over de afstemming.
 - **Afstemming heeft op kantoor van HHSK op 8 december 2025 plaatsgevonden.**
- b.
 - Voorgenomen visuitzetting, per vissoort:
 - **1^o. Niet van toepassing**
 - uitzetperiode(s); tot maximaal 3 jaar vooruit;
 - **2^o. Niet van toepassing**
 - herkomst van de vissen;
 - **3^o. Niet van toepassing**
 - bewijs van vrij zijn van parasieten en ziekten; en
 - **4^o. Niet van toepassing**
 - totale hoeveelheid in aantal en gewicht.
 - **Niet van toepassing**
- c.
 - Voorgenomen visonttrekking, per vissoort:
 - **1^o. Brasem; circa 6000-7500 kg exemplaren >40cm. Wanneer er ook kleinere brasems worden aangetroffen tijdens de afvissing worden deze ook verwijderd. Het bestand van brasem <40cm was in maart 2025 was nog geen kilogram per ha.**
 - periode van onttrekking; tot maximaal 3 jaar vooruit; en
 - **2^o. November 2026 - maart 2027**
 - hoeveelheid in aantallen en gewicht.
 - **Gewicht 6000-7500 kg brasem, wat overeenkomt met circa 1500-1875 stuks.**
- d.
 - Effect voorgenomen visuitzetting of visonttrekking: wat is het beoogde doel of effect van de uitzetting of onttrekking en wat is het verwachte effect op het ecosysteem.

Doel van de uitdunning van de visstand is het in evenwicht brengen van de visstand bij de voedselarme omstandigheden na uitvoering Integraalproject Bergse Plassen 2. Het doel van de onttrekking is dus onderdeel van het ecosysteemherstel waarbij zowel maatregelen aan de productiviteit van het water als de maatregel aan de visstand wordt uitgevoerd. Beoogd effect is het in balans brengen van de visstand met het voedselarmere en plantenrijkere watersysteem van de Bergse Plassen. Verwacht wordt dat de biologische doelen na de uitdunning voor vis eerder bereikt worden. De visstand zal ook na de uitdunning gemonitord worden en getoetst aan de vissenmaatlat voor de Bergse Plassen.

Stappen voor de bepaling van de hoeveelheid te binden fosfaat.

- De aanname is dat de bovenste 10 cm van de waterbodem relevant is en dat het fosfaat in deze laag mogelijk het water beïnvloed. Deze aanname is vooral gebaseerd op de invloed van biologie (vissen, bodemdieren) en chemische processen. Deze 10 cm is echter ook enigszins arbitrair en er is geen exacte onderbouwing van deze 10 cm. Ook de bodem zelf is niet uniform verschillend in dichtheid en compactheid en dit verandert ook nog met de diepte. Alles bij elkaar is het goed om te beseffen dat 10 cm een goed uitgangspunt is, maar dat 9 of 11 cm evengoed of een beter uitgangspunt hadden kunnen zijn. De berekende hoeveelheid fosfor is sterk afhankelijk van dit uitgangspunt en andere uitgangspunten die zijn gekozen.
- Op basis van de studie van LSI 2023 op basis van de Psenner-extracties bepaald hoeveel fosfor er vrij kan komen uit de bovenste 10 cm. Dit zijn 6 locaties, 3 in de Voorplas en 3 in de Achterplas.
- De 6 locaties die in 2023 zijn onderzocht zijn niet genoeg voor een compleet beeld van de plas. Er zijn twee methoden om met deze informatie te komen tot een totale hoeveelheid fosfor. Door de representativiteit in te schatten of door een koppeling te leggen met ander onderzoek door B-ware. Er wordt gekozen om de relatie te leggen met het andere onderzoek.
 - o De ene optie is om een inschatting te maken voor welk gebied de 6 locaties representatief zijn. Deze methode is door LSI toegepast voor het berekenen van de dosering in hun rapport in 2025. De moeilijkheid hiervan is echter dat het inschatten van welke monsters zijn voor representatief zijn voor welk gebied moeilijk te maken is.
 - o De andere optie is om voor de inschatting gebruik te maken van het onderzoek van B-ware uit 2019. Bij dit onderzoek zijn 31 locaties onderzocht. Hierdoor is er een min of meer dekkend beeld van de plas. Van 6 van deze 31 locatie heeft LSI later wel bepaald hoeveel fosfaat er vrij kan komen in 2023. Bij het onderzoek van B-ware is niet bepaald hoeveel fosfaat er vrij kan komen. Wel is er bij dat onderzoek het fosfaatgehalte in het poriewater bepaald. Fosfaat in het poriewater heeft een relatie met de totale hoeveelheid fosfaat die vrij kan komen. Deze verhouding kan worden gebruikt om in te schatten hoeveel fosfaat er in de hele plas vrij kan komen.
- Voor de 6 locaties van LSI 2023 is de verhouding tussen fosfaat in porievocht en potentiële nalevering bepaald. Dit is een redelijk betrouwbare relatie, maar is niet helemaal lineair. Er zijn daarom 3 verhoudingen gebruikt voor monsters met laag (4.5 tot 33 $\mu\text{mol/l}$), midden (5.5 34-60 $\mu\text{mol/l}$) en hoog ($7 > 60 \mu\text{mol/l}$) P in het porievocht. Met deze verhoudingen kan er voor de 31 locaties een inschatting worden gemaakt van de hoeveelheid fosfaat die vrij kan komen. Hiermee is een completer beeld van de hele plas te maken.
- Voor de potentiële nalevering is onderscheid gemaakt tussen de Voorplas en de Achterplas. De Achterplas blijkt een aanzienlijk hogere potentiële vrijkomende hoeveelheid fosfor te hebben dan de Voorplas. Dit past bij de situatie waarbij de Achterplas eerder is afgezand dan de Voorplas en ook dat de afvoer uit Schiebroek eerst via de Achterplas gaat. Uit de berekening blijkt dat de gemiddelde hoeveelheid fosfaat die kan vrijkomen in de Achterplas gemiddeld 10,2 mg P/m² is en in de Voorplas 6,2 mg P/m². De oppervlakte van Achterplas en de Voorplas is respectievelijk 42,7 ha en 62,1 ha. Dit leidt respectievelijk tot 4346 kg P en 3841 kg P. In totaal 8188 kg P.

- Behalve de hoeveelheid in de bodem, moet ook het oppervlaktewater worden meegenomen. Omdat er data van het B-ware onderzoek is gebruikt, gebruiken we ook de metingen van dat moment. De Voorplas had op dat moment 0,12 mg P/l en de Achterplas 0.15 mg P/l. Dit komt neer op 149 kg P voor de Voorplas en 128 kg P voor de Achterplas.
- Behalve de fosfaatvoorraad die in de plas aanwezig is in de bodem en het water, kan er rekening worden gehouden met fosfaat dat nog in de plas zal komen. De belangrijkste bekende fosfaatbelastingen die nog over is, is de sluis. De sluis zorgt op jaarbasis voor een belasting van ca. 140 kg P. Die belasting komt voornamelijk in de Voorplas terecht. Gezien de toch al lagere dosering (vanwege minder fosfaat) in de Voorplas lijkt het zinvol om in de Voorplas hiervoor extra te doseren. Als rekening wordt gehouden met de hoeveelheid die via de sluis binnenkomt van 5 jaar. Dan moet er rekening worden gehouden met 700 kg P in de Voorplas. Of anders gezegd met 7,3 mg P/m² i.p.v. 6,2 mg P/m².
- Binnen de Voorplas en de Achterplas kan er eventueel voor gekozen worden om ruimtelijk nog enigszins te variëren met de dosering zodat de fosfaatbindende klei terecht komt op de plekken waar dit het meeste effect heeft. Dat is nu niet uitgezocht.
- Alles bij elkaar genomen gaat het om volgende hoeveelheden fosfaat.
 - o Achterplas: $4346 + 128 = 4474$ kg P ~ 4500 kg P
 - o Voorplas $3841 + 149 + 700 = 4690$ kg P ~ 4700 kg P
 - o Totaal (Achterplas + Voorplas) = 9164 kg P ~ 9200 kg P

Waterbodemonderzoek Bergse plassen



Niets uit dit rapport mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de auteurs.

Titel rapport:
Waterbodemonderzoek Bergse plassen

Auteurs:



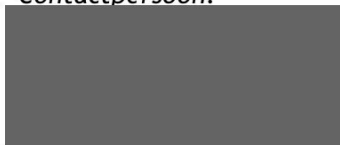
Opdrachtgever:
Aquon

Rapportnummer:
RP-19.158.19.92

Contactgegevens:

Onderzoekcentrum B-WARE BV
Radboud Universiteit Nijmegen
Mercator III, Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen

Contactpersoon:



© Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen, 2020.

INHOUD

1	Inleiding.....	5
1.1	Aanleiding	5
1.2	Achtergrond biogeochemische processen in onderwaterbodems.....	5
2	Methode.....	11
2.1	Veldwerkzaamheden.....	11
2.2	Waterbodem- en poriewateranalyses	12
2.3	Elementenanalyse (ICP en auto-analysers)	12
3	Resultaten	13
3.1	Bodem	13
3.2	Poriewater	18
4	Conclusies	25
5	Literatuur.....	27

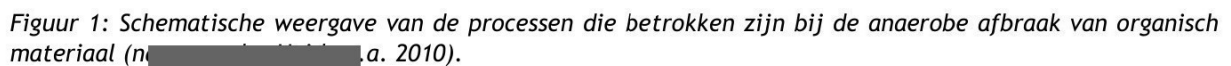
1 INLEIDING

1.1 Aanleiding

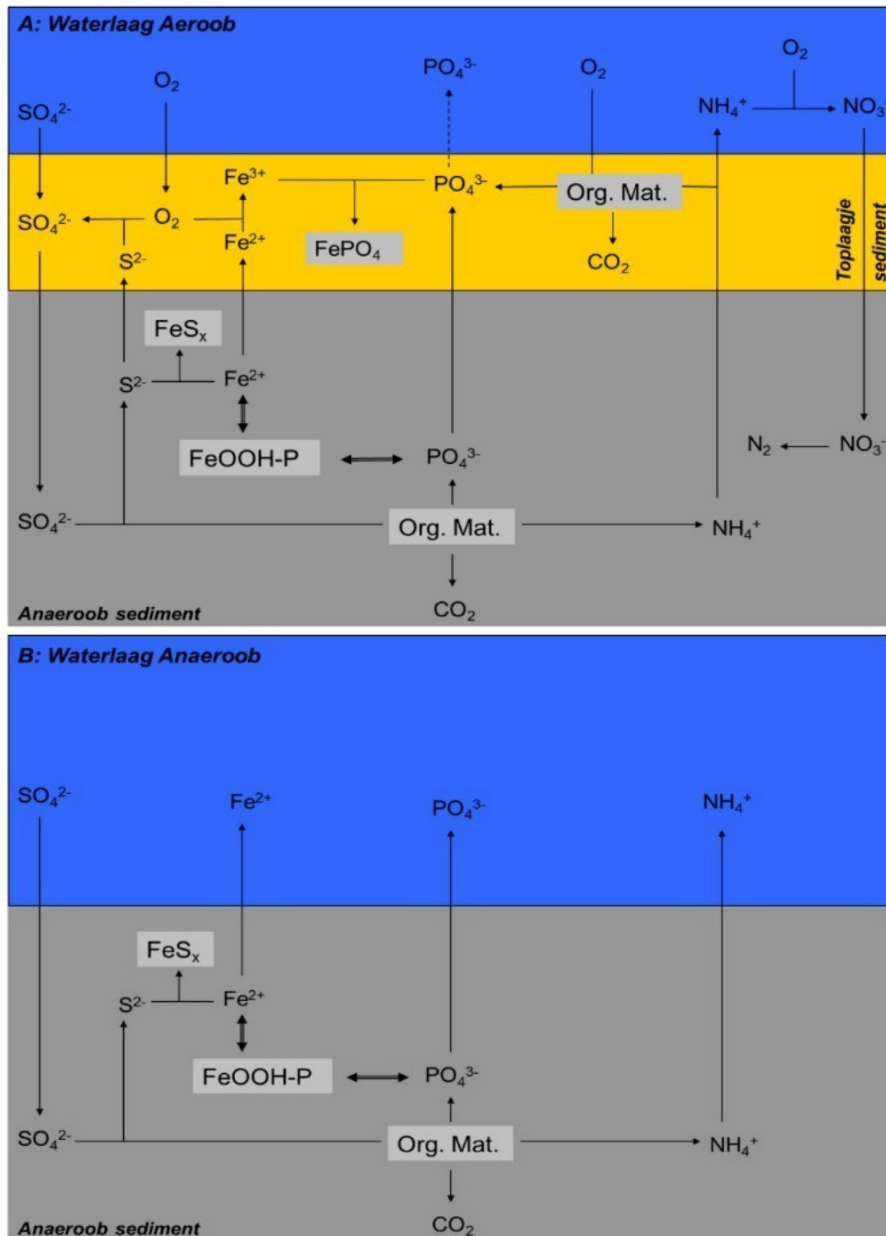
In opdracht van HHSK werkt V [REDACTED] aan een ecologische watersysteemanalyse van de Bergse Plassen om de oorzaken achter de recente verslechtering van de waterkwaliteit in beeld te brengen. Een waterbodemonderzoek was onderdeel van deze systeemanalyse en is in deze rapportage uitgewerkt.

1.2 Achtergrond biogeochemische processen in onderwaterbodems

Onderwaterbodems zijn permanent waterverzadigd en hierdoor overwegend zuurstofarm. In permanent anaërobe bodems fungeren in plaats van zuurstof andere elektronenacceptoren (zoals nitraat, driewaardig ijzer en sulfaat) als alternatieve elektronenacceptor voor de afbraak van organisch materiaal (figuur 1). De beschikbaarheid van alternatieve elektronenacceptoren binnen een watersysteem zal dan ook in belangrijke mate bijdragen aan de afbraak van organisch materiaal in de anaërobe onderwaterbodem. Bij deze afbraak komen anorganisch koolstof (kooldioxide en bicarbonaat) en nutriënten vrij in de vorm van fosfaat en ammonium, en wordt ook stikstofgas, gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) en/of sulfide gevormd. Het vrij sulfide bindt aan ijzer dat aanwezig is in de onderwaterbodem, waardoor de mobiliteit van ijzer afneemt, en tevens de binding van fosfor aan ijzer(hydr)oxiden verminderd wordt ([REDACTED] et al., 1998; [REDACTED] et al., 2006). Naarmate een groter deel van het ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide zal de ijzerconcentratie van het bodemwater dalen. Hierdoor kan er ook minder fosfaat gebonden worden in de bodem, met een stijging van de fosfaatconcentratie in het bodemwater van de onderwaterbodem als gevolg. ([REDACTED] et al., 2006). In relatief ijzerarme bodems en/of extreem sulfaat belaste systemen kan er ook sulfide ophopen in de onderwaterbodem. Dit sulfide is giftig voor vele wortelende waterplanten ([REDACTED] et al., 2013).



De ijzerval kan functioneren zolang er voldoende zuurstof in de waterlaag boven de onderwaterbodem aanwezig is. Wanneer de waterlaag zuurstofarm wordt (met name in stagnant water), kan het ijzer niet meer worden geoxideerd en zal fosfaat samen met het ijzer naar de waterlaag diffunderen. Dit gebeurt met name in de zomermaanden wanneer het warm is, en er veel reactief organisch materiaal, dode algen en plantenresten in de toplaag aanwezig zijn. De hoge microbiële activiteit kan er dan, samen met het feit dat er in warmer water minder zuurstof kan oplossen, voor zorgen dat de zuurstofconcentratie in de waterlaag sterk daalt.



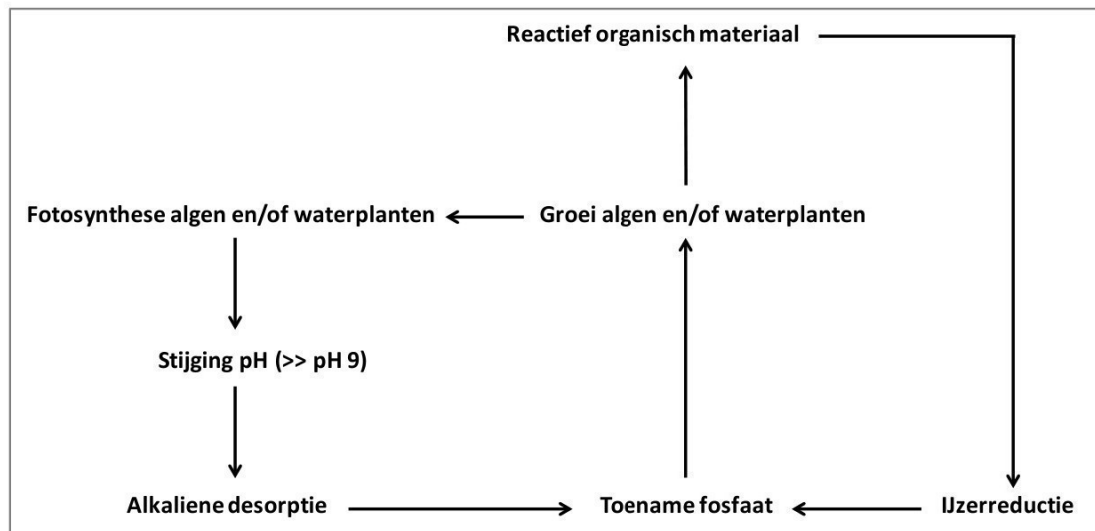
Figuur 2: Interacties tussen de zwavel-, ijzer- en fosforkringloop in wateren met een zuurstofhoudende waterlaag (A) en wateren met een zuurstofarme waterlaag (B). In oranje is het geoxideerde toplaagje van de onderwaterbodem (het sediment) weergegeven. Dit laagje is meestal maar enkele millimeters dik.

Zolang de waterlaag aëroob is, is de ratio tussen de ijzer- en de fosforconcentratie van het bodemwater dus bepalend voor de mate van fosfornalevering uit de waterbodem naar de waterlaag. De nalevering uit het sediment neemt toe bij toenemende P concentraties van het bodemwater. [redacted] et al. (2001) vonden, gebaseerd op een naleveringsexperiment, een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P ratio lager dan 5 en vonden dat de nalevering van fosfaat uit het sediment fors toeneemt bij een Fe/P ratio in het bodemwater lager 1 (mol/mol). Ook [redacted] al. (2010) vonden in naleveringsproeven een grenswaarde van 1 (mol/mol) waaronder de P nalevering fors toeneemt.

Als vuistregel kunnen we hanteren dat bij een Fe/P ratio hoger dan 1 de bodem waarschijnlijk vooral fosfor zal naleveren wanneer de toplaag van de bodem anaëroob wordt. Onder anaërobe omstandigheden heeft de Fe/P ratio namelijk geen invloed meer op de nalevering, omdat de ijzerval dan niet meer werkt.

De mate waarin de belasting met sulfaat leidt tot eutrofiëring van het oppervlaktewater hangt sterk af van de verhouding tussen de ijzer- en de zwavelvoorraad (totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio) van de bodem. Er kan met enige zekerheid gezegd worden dat onderwaterbodems met een totaal-Fe/totaal-S ratio hoger dan 1 worden gekenmerkt door een hoge Fe/P ratio van het bodemwater waardoor deze geen P naleveren zolang de waterlaag zuurstofhoudend is. Bodems met een totaal-Fe/totaal-S ratio lager dan 0,5 daarentegen zullen vrijwel altijd P naleveren. Waarschijnlijk hangt de variatie tussen gebieden af van de vorm waarin het zwavel voorkomt in de bodem; als organisch zwavel, FeS of FeS₂ (et al., 2013).

IJzer is belangrijk voor de binding van fosfaat in de waterbodem, waarbij veel fosfor gebonden kan zijn aan ijzer(hydr)oxides. Onder zuurstofloze omstandigheden kan als gevolg van de reductie van ijzer fosfaat vrijkomen. Ook de pH (zuurgraad) heeft echter invloed op de binding van fosfaat aan ijzer(hydr)oxides. Bij een lagere pH ontstaan positief geladen bindingsplaatsen waaraan fosfaat kan binden. Bij een hoge pH wordt fosfaat verdrongen door hydroxide en verliest het ijzer(hydr)oxide de positieve lading waardoor het fosfaat in een relatief korte periode vrij kan komen in de waterlaag. Dit proces heet alkaliene desorptie en kan met name optreden in (sterk) gebufferde wateren wanneer door de fotosynthese van ondergedoken waterplanten en/of algen de pH van het oppervlaktewater sterk stijgt (tot pH-waarden >> 9,0). Als gevolg van alkaliene desorptie neemt de fosfaatbeschikbaarheid toe en dit kan via een koppeling van processen leiden tot een nog sterkere mobilisatie van fosfaat (figuur 3) en uiteindelijk tot problemen met (blauw)algen.



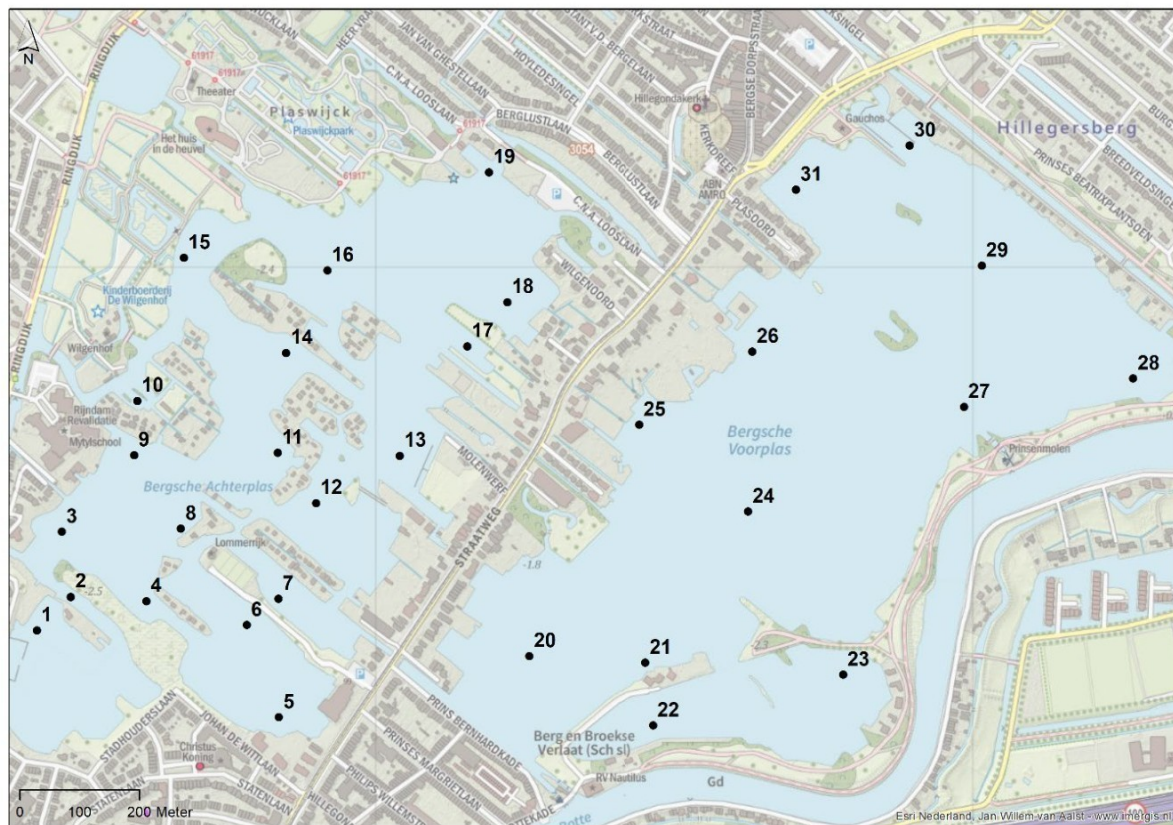
Figuur 3: Schematische weergave van de gevolgen van alkaliene desorptie voor de waterkwaliteit. Wanneer de pH als gevolg van de fotosynthetische activiteit van algen en/of waterplanten sterk stijgt (>> pH 9) kan er alkaliene desorptie plaatsvinden waarbij ijzer(hydr)oxides geen fosfaat meer kunnen binden. Bij een toename van de fosfaatbeschikbaarheid kan de fotosynthetische activiteit verder toenemen waardoor de pH verder stijgt en de fosfaatbeschikbaarheid verder toeneemt. Bij de afbraak van het organisch materiaal van de algen en/of waterplanten wordt onder anaërobe omstandigheden ijzer gereduceerd waarbij het aan ijzer gebonden fosfaat ook versneld vrij kan komen. Op deze wijze ontstaat er een koppeling van processen die elkaar versterken en de waterkwaliteit negatief beïnvloeden waardoor een (blauw)algen bloei kan ontstaan.

Bij de anaërobe afbraak van organisch materiaal in de onderwaterbodem komt ook ammonium vrij. Deels wordt dit gebonden aan het bodemadsorptiecomplex en deels is dit ammonium ook in opgeloste vorm in de onderwaterbodem aanwezig. Dit opgeloste ammonium kan vrij naar de waterlaag diffunderen waar het kan worden geoxideerd tot nitraat (nitrificatie). Het nitraat uit de waterlaag kan in de anaërobe onderwaterbodems weer worden gedenitrificeerd tot stikstofgas (N_2) of lachgas (N_2O) waarna het verdwijnt uit het systeem. Nitrificatie en denitrificatie zijn microbiële processen die in de winter langzaam verlopen. Dit is de reden waarom de concentraties ammonium en nitraat in de winter kunnen ophopen in de waterlaag, terwijl ze in de zomermaanden meestal erg laag zijn. Behalve deze microbiële processen speelt ook opname door diatomeeën, algen en waterplanten in het groeiseizoen een rol bij de lage stikstofconcentraties in de zomer. Wanneer de waterlaag anaeroob wordt kan er geen nitrificatie van ammonium meer plaatsvinden en kan ook in de zomer ammonium accumuleren in de waterlaag.

2 METHODE

2.1 Veldwerkzaamheden

In figuur 4 worden de 31 locaties weergegeven waar in september 2019 monsters van de onderwaterbodem van de Bergse plassen werden verzameld. Met behulp van een zuigerboor werden per locatie vijf sediment cores gestoken. Deze werden gescheiden in de sliblaag (indien aanwezig) en de hieronder gelegen 'vaste' onderwaterbodem. Per locatie werden de monsters van de sliblaag en de vaste onderwaterbodem apart gemengd in een luchtdicht afgesloten emmertje. Op iedere locatie werd de slibdikte genoteerd en een foto gemaakt van de verzamelde waterbodem in de zuigerboor (bijlage I). Direct na monsternamen werden Rhizons in de emmers aangebracht. De teflon buitenkant van deze Rhizon's bevat poriën met een doorsnede van ongeveer 0,15 micrometer. De Rhizons werden via een slangetje verbonden met een injectiespuit, waarmee onderdruk kan worden aangebracht. Hiermee werd poriewater uit de bodems gezogen. De bodems en het poriewater werden daarna bij 4°C bewaard voor verdere analyse.



Figuur 4: locaties waar monsters werden verzameld van de sliblaag en de vaste onderwaterbodem.

2.2 Waterbodem- en poriewateranalyses

Poriewater:

De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl₂ elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (TIC: CO₂ en HCO₃) werd bepaald met behulp van infrarood gas analyse (ABB Advance Optima IRGA). De alkaliniteit werd bepaald door een deel van het monster te titreren met 0,01 mol l⁻¹ zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De EGV werd bepaald met een HACH EGV-probe verbonden met een HQD-meter. Een deel van het bodemvocht werd gefixeerd met een 4% HCl-oplossing. De monsters voor de auto-analyzer werden bewaard bij een temperatuur van -20 °C tot aan de analyse. De monsters voor de ICP-OES werden aangezuurd voor analyse en bewaard bij 4 °C.

Waterbodem:

Een bekend volume van de sedimentmonsters werd gedroogd waarna het vochtgehalte en het massa volume (kilogram droge stof per liter bodemvolume) wordt berekend. Van het gedroogde monster werd een deel verast/uitgegloeid (gedurende 5 uur bij 550 °C). Uit de afname van de massa tijdens verassen (gloeiverlies) werd het organisch stofgehalte berekend.

Van het gedroogde monster werd een deel ontsloten met geconcentreerd salpeterzuur en waterstofperoxide in een gesloten destructiemagnetron. Hierbij wordt de verweerbare fractie aan elementen van een bodem vrijgemaakt. Het destruaat werd doorverdund waarna de concentraties fosfor (P), calcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K), ijzer (Fe), mangaan (Mn), zwavel (S), silicium (Si) en aluminium (Al) werden bepaald met een ICP.

Oxalaatextractie:

Met een oxalaatextractie kan de hoeveelheid fosfaat worden gemeten die gebonden is aan amorfe ijzer- en aluminium(hydr)oxiden. De verhouding hiertussen is tevens een maat voor de fosfaatverzadiging van de bodem. Hiervoor werd vers materiaal ingewogen overeenkomstig met 2,5 gram droog materiaal en met 50 ml extractiemedium ((COONH₄)₂.H₂O: 0,12 mol l⁻¹ en H₂C₂O₄: 0,12 mol l⁻¹) uitgeschud op een schudmachine bij 105 rpm. De extracten werden gefilterd met behulp van rhizons en het filtraat werd niet-aangezuurd bewaard bij 4 °C tot verdere analyse op de ICP-OES.

Aan de hand van het oxalaatextract kan de theoretische fosfaatverzadigingsgraad van de bodem worden bepaald: $FVG = 100 * P_{ox} / (0,5 * (Al_{ox} + Fe_{ox}))$

2.3 Elementenanalyse (ICP en auto-analysers)

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S; als maat voor sulfaat), silicium (Si) en zink (Zn) werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP-OES, ICAP 6300, Thermo Fisher Scientific of, ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO₃⁻), ammonium (NH₄⁺) en fosfaat (PO₄³⁻) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat en ammoniummolybdaat/ascorbinezuur. Chloride (Cl⁻) werd colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyser III systeem met behulp van mercuritiocyanide. Natrium (Na⁺) en kalium (K⁺) werden vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

3 RESULTATEN

3.1 Bodem

De waterbodem van de Bergse Achterplas bestaat op de meerderheid van de locaties uit een sliblaag met daaronder zand. De zandlaag is in het verleden aangebracht om de de hieronder liggende waterbodem af te dekken en hiermee de fosfaatnalevering te verminderen. De dikte van de sliblaag varieert sterk: op enkele plekken werd helemaal geen slib aangetroffen, op andere locaties was deze maximaal 35 centimeter dik (tabel 1), gemiddeld is de sliblaag 13 centimeter dik. In de Bergse Voorplas werd op de meerderheid van de locaties geen slib aangetroffen. Op de locaties 22, 25 en 31 werd echter veel slib aangetroffen (respectievelijk 90, 30 en 80 centimeter), dit betreft de locaties waar geen zandlaag werd aangetroffen maar juist een kleiige ondergrond aanwezig was. Het zachte slib ging op deze locaties langzaam over in zachtere klei en uiteindelijk naar steeds stevigere klei.

Tabel 1: Slibdikte van alle bemonsterde locaties.

Bergse Achterplas:		Bergse voorplas:	
Locatie	Slibdikte (cm)	Locatie	Slibdikte (cm)
1	0	20	10
2	35	21	1
3	20	22	90
4	15	23	0
5	5	24	0
6	2,5	25	30
7	17,5	26	8
8	27,5	27	0
9	30	28	0
10	35	29	0
11	1,5	30	22,5
12	25	31	80
13	0		
14	3		
15	15		
16	0		
17	18		
18	0		
19	0		

In tabel 2 zijn alle gemeten parameters in het slib (bovenste deel) en de ‘vaste waterbodem’ (onderste deel van de tabel) weergegeven. Het slib in de Bergse plassen bevat gemiddeld 14,8 % organisch stof, terwijl het zand gemiddeld slechts 1,9 % organisch materiaal bevat. Het minerale zand (aangebracht in de Achterplas in 2002 en in de Voorplas in 2011) is laag in vrijwel alle gemeten elementen, maar bevat wel een variërende hoeveelheid totaal fosfor. Gemiddeld bevat het zand 9,2 mmol P/kg droge bodem. Op een aantal locaties is de concentratie iets hoger dan van mineraal zand verwacht mag worden: in de Achterplas is fosfor verhoogd op locatie 1, 6 en 13 (> 10 mmol P /kg droge bodem), op locatie 16 en 19 bevat de bodem zelfs meer dan 20 mmol P/kg bodem). In de Voorplas bevat het zand alleen op locatie 23 een verhoogde concentratie P (18 mmol/kg bodem), hier werd echter ook klei in de bodem aangetroffen wat de verhoogde waarde kan verklaren. De concentratie P in het slib is gemiddeld veel hoger (41,2 mmol/kg) en wat ook opvalt is dat er

behoorlijk hoge ijzerconcentraties werden gemeten in het slib (gemiddeld 234 mmol Fe/kg), maar ook hoge zwavelgehaltenes.

Tabel 2: Gemeten parameters in sliblaag (boven) en de vaste waterbodem (beneden), inclusief gemiddelde concentraties weergegeven onderin de tabel. (* bij het gemiddelde zijn de 'afwijkende' locaties niet meegenomen: locatie 14, 26 bij het slib en locatie 11 en 23 bij het zand zijn dus uitgesloten)

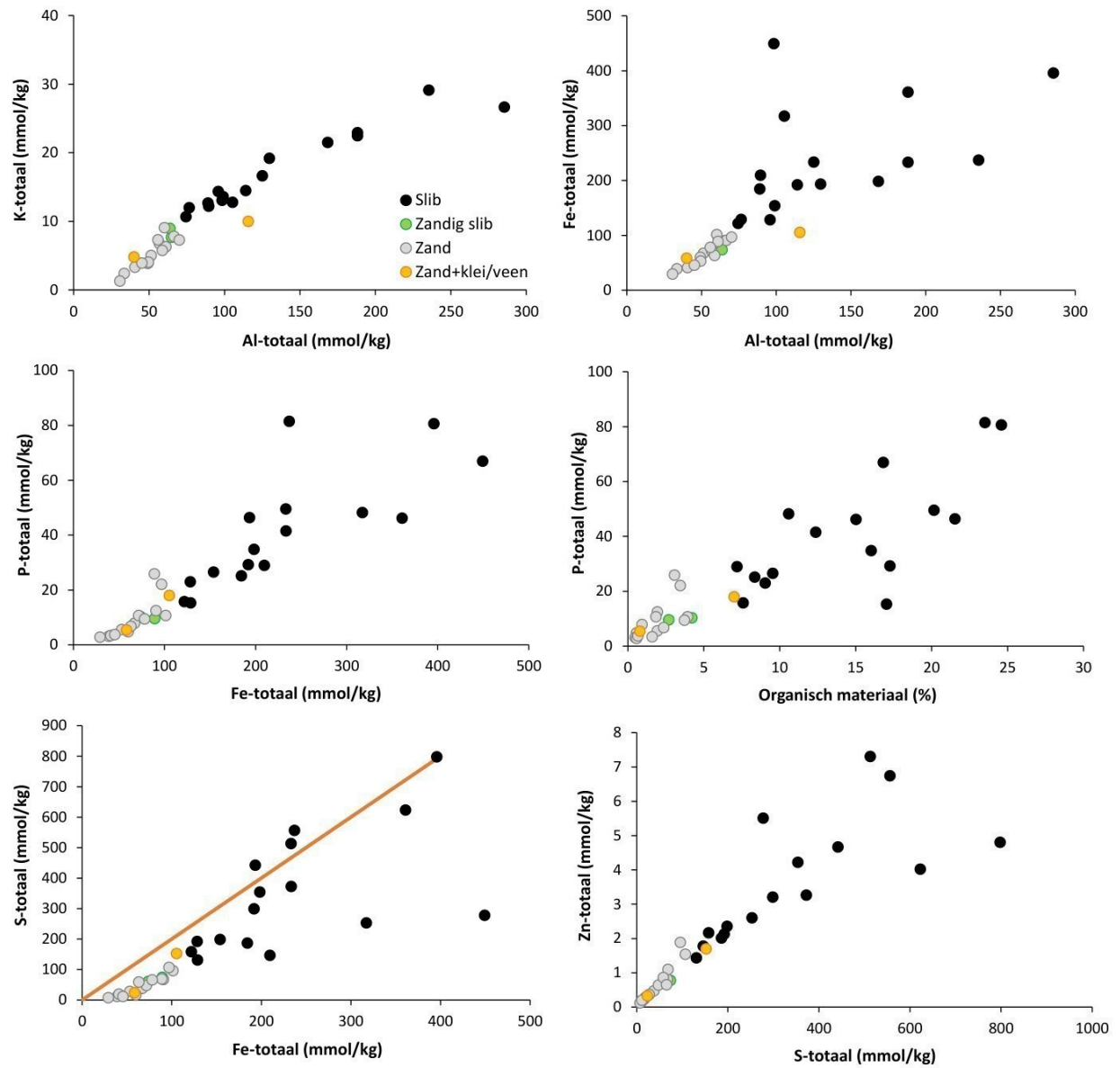
Locatie	Type	Diepte (cm)	Vocht-gehalte	Massa volume	Org. Stof	Al	Ca	Cl	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	Zn
			%	kg/l	%												
2	Slib	0-30	79,3	0,24	16,8	98,4	1651	95,4	449	13,1	74,7	29,8	31,3	66,9	278	10,8	5,5
3	Slib	0-20	68,2	0,41	10,6	105,4	1155	99,0	317	12,8	83,8	14,5	31,7	48,2	253	13,3	2,6
4	Slib	0-15	64,5	0,46	8,4	89,0	1354	98,9	185	12,6	76,7	11,8	15,3	25,1	186	10,9	2,0
5	Slib	0-5	58,2	0,59	17,0	76,6	1376	96,2	129	12,0	73,4	9,6	14,9	15,3	131	10,2	1,4
7	Slib	0-17	75,0	0,29	17,3	114,1	1689	96,4	192	14,5	97,7	12,2	19,9	29,2	299	9,1	3,2
8	Slib	0-27	76,5	0,26	15,0	188,2	1984	101,9	361	22,9	105,8	20,6	40,1	46,2	623	13,6	4,0
9	Slib	0-30	65,4	0,44	7,2	89,5	1100	97,1	210	12,2	66,7	14,1	13,5	28,9	146	10,2	1,8
10	Slib	0-30	78,7	0,23	24,6	285,5	2475	94,2	396	26,6	130,6	45,5	36,9	80,6	798	9,1	4,8
12	Slib	25	65,6	0,44	9,5	99,1	1375	95,8	154	13,6	75,9	10,6	18,8	26,5	199	13,3	2,4
14	Slib/zand	0-3	46,1	0,78	2,7	65,0	842	89,1	89	7,7	66,4	5,0	7,3	9,6	74	11,2	0,8
15		Slib	15	75,0	0,27	12,4	125,1	1897	93,5	233	16,6	98,3	15,4	24,9	41,5	372	9,9
17	Slib	18	65,2	0,42	7,6	74,5	1279	91,8	122	10,7	67,1	6,6	13,8	15,7	158	12,2	2,2
20	Slib	0-10	69,8	0,37	9,0	95,9	2453	92,7	128	14,3	85,1	10,6	24,6	23,0	192	11,1	2,1
22	Slib	0-30	80,3	0,21	20,2	188,2	3324	97,7	233	22,5	115,0	17,4	36,4	49,6	513	16,3	7,3
25	Slib	0-30	80,7	0,20	23,5	235,4	4117	99,7	237	29,1	112,8	21,8	46,0	81,5	556	13,1	6,7
26	Slib/zand	0-8	56,2	0,57	4,2	63,8	1321	93,5	74	8,9	75,0	5,5	12,4	10,3	61	11,2	0,9
30		Slib	0-22	79,8	0,21	16,0	168,4	3250	94,5	198	21,5	109,9	13,7	35,5	34,8	354	9,6
31	Slib	0-30	79,6	0,21	21,5	129,8	3795	95,7	193	19,2	103,9	18,0	40,0	46,4	442	11,5	4,7
Gemiddeld slib*			72,6	0,33	14,8	135,2	2142	96,3	234	17,1	92,3	17,0	27,7	41,2	344	11,5	3,6
st error			1,8	0,03	1,4	15,3	247	0,7	25	1,4	4,9	2,4	2,7	5,2	49	0,5	0,4

Locatie	Type	Diepte (cm)	Vocht-gehalte	Massa volume	Org. Stof	Al	Ca	Cl	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	Zn
			%	kg/l	%												
1	Zand	0-10	60,6	0,49	3,9	60,3	1161	95,5	101,5	9,1	64,5	6,4	12,2	10,7	96,1	10,1	1,9
5	Zand	5-15	23,6	1,38	0,9	51,3	646	92,8	67,1	5,0	57,7	2,8	4,3	7,8	38,0	10,3	0,5
6	Zand	3-13	29,8	1,18	1,9	66,6	946	92,9	90,7	7,8	75,1	4,5	5,4	12,5	67,2	10,5	0,8
11	Zand/veen	2-12	23,7	1,42	0,8	40,1	1496	91,7	58,5	4,8	55,2	2,1	26,6	5,5	23,8	7,6	0,3
13		Zand	0-10	30,3	1,12	1,9	56,9	903	93,6	71,7	6,8	58,7	3,2	10,7	10,7	48,0	12,2
14	Zand	3-13	20,7	1,44	0,6	49,2	663	92,9	60,1	3,8	67,5	1,9	2,5	4,8	16,8	8,4	0,2
16	Zand	0-10	38,6	0,96	3,1	61,2	712	90,3	88,9	6,3	55,2	4,1	4,6	25,9	68,8	11,6	1,1
18	Zand	0-10	18,6	1,53	0,5	33,5	643	89,8	39,1	2,4	36,6	1,5	5,7	3,2	11,8	8,3	0,2
19	Zand	0-10	41,1	0,85	3,5	70,1	783	92,6	96,9	7,3	62,7	4,5	6,1	22,1	107,0	11,5	1,5
21	Zand	0-10	18,3	1,41	0,6	30,6	420	90,2	29,3	1,3	35,1	1,0	1,6	2,8	7,5	8,4	0,1
23	Zand/klei	0-10	56,7	0,51	7,0	115,8	1603	91,3	105,5	10,0	87,8	5,8	12,5	18,0	152,5	12,4	1,7
24		Zand	0-10	32,2	1,21	1,9	49,6	856	91,4	53,2	4,0	67,5	2,6	5,7	5,6	27,9	10,4
26	Zand	8-18	32,8	1,02	2,4	58,8	837	90,6	63,2	5,8	61,8	3,4	11,7	6,8	58,7	12,7	0,9
27	Zand	0-10	56,0	0,56	3,7	56,0	1291	90,9	78,2	7,3	60,5	4,8	13,3	9,4	65,8	8,2	0,7
28	Zand	0-10	25,5	1,31	1,6	40,6	699	92,1	41,2	3,3	51,8	1,7	11,9	3,4	19,4	10,0	0,3
29	Zand	0-10	20,5	1,39	0,7	45,3	612	88,8	45,6	3,9	56,8	1,7	2,4	3,7	11,5	9,1	0,2
Gemiddeld zand*			32,0	1,13	1,9	52,1	798	91,7	66,2	5,3	58,0	3,1	7,0	9,2	46,0	10,1	0,7
st error			3,5	0,09	0,3	3,1	61	0,5	6,1	0,6	3,0	0,4	1,1	1,9	8,6	0,4	0,1

In figuur 5 worden enkele correlaties gegeven tussen bodemparameters. Voor zowel de monsters van de sliblaag als de monsters uit de diverse typen vaste onderwaterbodems is de totaal-aluminiumconcentratie (tot-Al) van de bodems gecorreleerd met de totaal-kaliumconcentratie (tot-K). In lutum en leem(silt)deeltjes komen aluminium en kalium in een vaste verhouding voor. Uit eerder onderzoek (database onderzoekcentrum B-WARE) is gebleken dat de concentraties van deze elementen in de destructieanalyse dan ook een goede maat zijn voor het gehalte (verweerbare) lutum(leem)deeltjes in de onderwaterbodems. Verder is ook het totaal-ijzer (tot-Fe) gehalte van de bodem gecorreleerd met het tot-Al gehalte (wat minder strakke correlatie dan met kalium). Dit betekent dat de ijzerrijkdom van de bodems samenhangt met de concentratie fijne bodemdeeltjes (silt en/of lutum). Daarnaast is het zwavelgehalte van de bodem gecorreleerd met het ijzergehalte en het zinkgehalte van de bodem. Dit indiceert dat (een deel van) het zwavel aanwezig is in de vorm van ijzersulfide (FeS_x). Het zinkgehalte van de bodem is gecorreleerd met de zwavelconcentratie. In zwavelrijke gereduceerde bodem komt zink vaak voor in de vorm van zinksulfides.

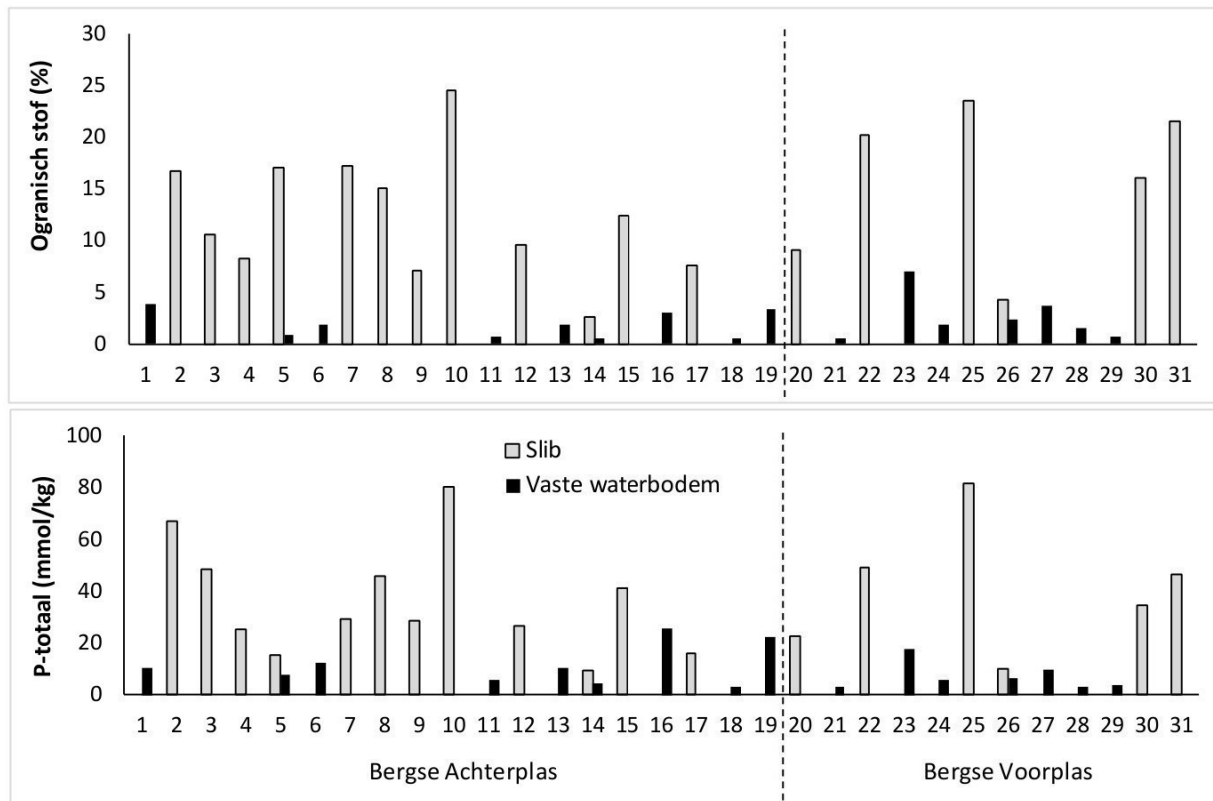
Verder zien we dat er een correlatie bestaat tussen het totaal-Fe en totaal P gehalte van de bodems. Dit indiceert dat het fosfor in de bodem waarschijnlijk voor een groot deel aan ijzer(hydr)oxides gebonden is. Ook organisch stof en P zijn gecorreleerd met elkaar, maar veel minder strak.

In de figuren is duidelijk zichtbaar dat de zandige en kleiige zandbodems over het algemeen minder ijzer, fosfor, organisch stof en aluminium bevatten dan de slibbodems, de kleibodems en de meer venige vaste waterbodems. De gehalten aan fosfor, ijzer, organisch stof en zwavel van de geanalyseerde zandbodem hangt zeer waarschijnlijk samen met de mate waarin deze vermengt zijn geraakt met slib.



Figuur 5: Correlaties tussen chemische parameters in de bodem (sliblaag en vaste bodem) van de bemonsterde locaties. Het gaat om totaalgehaltenes per kg droge bodem.

In figuur zes wordt op een andere wijze de hoeveelheid organisch stof en de concentratie totaal P weergegeven. Er zijn grote verschillen per locatie en slechts op enkele plekken is er informatie over zowel de sliblaag als de vaste waterbodem. Het gehalte aan fosfor en organisch stof in de sliblaag en zandbodem is vergelijkbaar voor de Voor- en Achterplas. Wel is er in beide delen veel variatie tussen de locaties.



Figuur 6: Het percentage organisch stof (boven) en de concentratie totaal P (beneden) per bemonsterde locatie.

3.2 Poriewater

De gemeten concentraties in het poriewater zijn weergegeven in tabel 3, waarbij het slib apart is weergegeven van het zand. De pH van het poriewater varieert weinig en is gemiddeld 7,1. Het poriewater van de zandbodem heeft gemiddeld een hogere concentratie ijzer en zwavel. Het slib is juist rijker aan fosfor (bijna twee keer zo hoog) en rijker aan ammonium dan het zand.

Tabel 3: de gemeten parameters in het poriewater, slibbodem in de bovenste tabel en de zandbodem in de onderste.

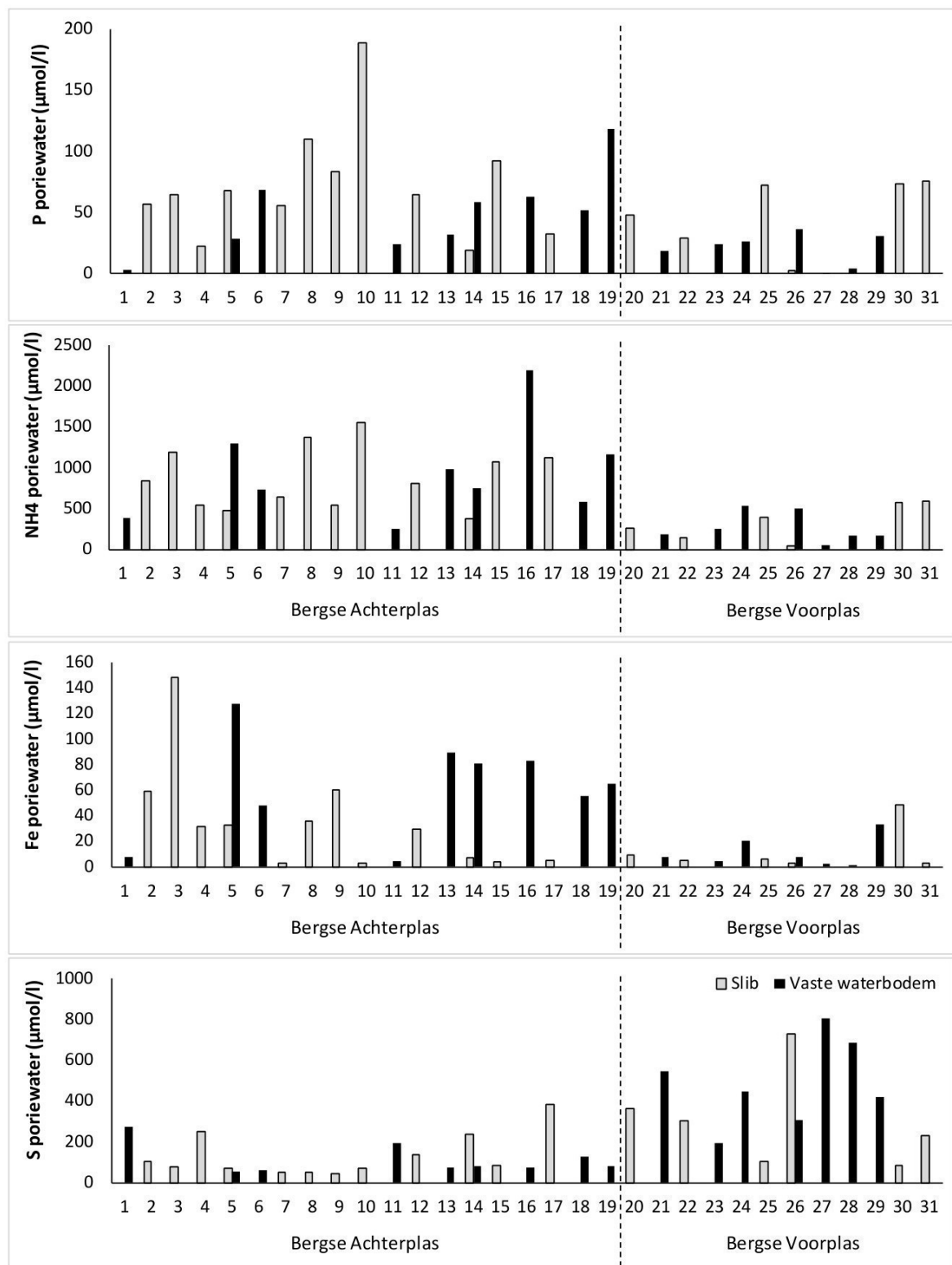
Locatie	Type	Diepte	pH	CO ₂	HCO ₃	Ca	Cl	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	Zn	NO ₃	NH ₄
cm			μmol/l															
2	Slib	0-30	7,1	1444	7207	2516	3334	59,1	295	793	43,8	2910	57,3	102,3	856	0,2	0,24	835
3	Slib	0-20	6,9	2220	7489	2432	3469	148,5	302	688	28,2	3121	64,7	77,3	742	0,2	0,23	1191
4	Slib	0-15	7,2	876	5380	2009	3644	31,7	288	670	33,9	3124	22,9	251,6	526	0,0	0,33	536
5	Slib	0-5	7,4	776	7904	2130	3316	32,4	289	687	39,5	2979	68,2	74,0	686	0,4	0,89	482
7	Slib	0-17	6,8	2198	5890	2254	3503	2,9	308	728	22,7	3058	56,2	51,2	780	0,1	0,11	636
8	Slib	0-27	7,0	1545	6267	3326	3273	35,5	329	964	53,3	3062	109,7	51,1	847	0,1	0,13	1379
9	Slib	0-30	7,2	1945	11403	1995	3561	60,1	292	699	37,2	3080	83,9	44,7	736	0,2	<0,05	534
10	Slib	0-30	6,9	4108	12933	3528	3409	3,3	326	1026	27,2	3449	188,4	69,2	869	0,2	0,2	1553
12	Slib	0-25	7,1	1641	8573	2502	3468	29,2	321	748	46,1	3095	65,0	138,1	735	0,2	0,2	805
14	Slib/zand	0-3	7,3	676	6141	1940	3508	7,4	284	662	52,9	3028	19,3	235,6	531	0,2	0,2	374
15	Slib	0-15	7,1	1938	9024	2806	3270	3,4	328	846	45,5	2870	92,3	84,7	829	0,1	0,2	1070
17	Slib	0-18	7,3	944	8002	2480	3357	5,0	308	831	35,5	3005	32,1	385,0	729	0,0	1,1	1125
20	Slib	0-10	7,4	445	4234	1756	4563	9,7	309	588	41,6	3770	47,5	364,9	425	0,1	0,3	254
22	Slib	0-30	7,5	368	5297	1815	4291	4,7	311	708	22,8	3628	28,9	301,2	386	0,0	0,2	145
25	Slib	0-30	7,2	1053	6768	2338	3837	6,2	305	611	14,2	3148	72,1	104,4	617	0,0	0,4	389
26	Slib/zand	0-8	7,6	232	3419	1637	4776	2,4	295	711	42,7	3918	2,6	729,3	226	0,3	1,2	38
30	Slib	0-22	7,1	1624	8293	2566	3835	48,4	368	835	53,2	3389	73,8	86,9	684	0,1	0,1	580
31	Slib	0-30	7,1	1228	6416	2117	4132	3,1	319	763	31,4	3566	76,0	232,3	522	0,1	0,3	586
Gemiddeld slib*			7,1	1522	7568	2411	3641	30,2	312	762	36,0	3203	71,2	151,2	686	0,1	0,3	756
st error			0,0	225	559	123	98	9,4	5	30	2,8	68	9,7	29,0	38	0,0	0,1	101

Locatie	Type	Diepte	pH	CO ₂	HCO ₃	Ca	Cl	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	Zn	NO ₃	NH ₄
cm			μmol/l															
1	Zand	0-10	7,3	576	4884	1855	3517	7,1	265	630	55,3	2988	2,7	275,0	497	0,4	0,7	383
5	Zand	5-15	6,8	4724	11282	3506	3567	127,4	354	963	36,3	3304	29,1	57,5	776	0,1	<0,05	1302
6	Zand	3-13	7,1	1563	7278	2545	3451	47,6	328	790	31,0	3070	68,7	64,0	777	0,1	0,2	735
11	Zand/veen	2-12	7,2	1034	6800	2322	4206	3,9	332	705	20,2	3511	24,2	197,2	450	0,2	0,1	258
13	Zand	0-10	7,0	2667	10095	3109	3307	89,4	374	922	39,8	3121	32,3	77,8	769	0,3	<0,05	978
14	Zand	3-13	7,1	921	4387	2516	3425	81,3	327	778	46,8	3047	58,1	79,4	652	0,2	0,2	746
16	Zand	0-10	6,9	3919	11514	3347	3472	83,4	349	898	51,9	3180	62,6	71,5	721	0,1	0,1	2189
18	Zand	0-10	7,2	1459	8555	2664	3587	55,5	331	735	63,3	3148	52,4	129,3	479	0,3	0,3	577
19	Zand	0-10	7,0	2841	11002	2984	3387	65,0	320	759	34,9	3053	117,8	78,7	619	0,5	0,2	1165
21	Zand	0-10	7,5	309	4145	1813	4473	7,6	311	638	21,8	3711	18,2	548,0	309	0,2	1,3	179
23	Zand/klei	0-10	7,2	1034	6800	2322	4206	3,9	332	705	20,2	3511	24,2	197,2	450	0,2	0,1	258
24	Zand	0-10	7,1	1179	6301	2313	4365	20,9	341	718	38,7	3766	25,9	446,2	370	0,1	0,7	526
26	Zand	8-18	7,2	923	6655	2230	4228	7,2	339	603	29,5	3469	36,0	308,5	515	0,3	0,5	495
27	Zand	0-10	7,6	259	3907	1880	5390	2,8	335	797	40,9	4441	0,6	804,5	213	0,1	1,5	45
28	Zand	0-10	7,5	377	5296	2104	4514	0,6	317	727	21,9	3870	4,2	684,7	220	0,4	3,8	163
29	Zand	0-10	7,3	512	4436	1808	4364	32,8	312	608	34,2	3667	30,8	422,0	428	0,2	0,5	166
Gemiddeld zand*			7,2	1588	7124	2477	3932	44,9	329	755	39,0	3417	38,5	289,1	525	0,2	0,8	689
st error			0,1	379	762	155	166	10,7	7	31	3,2	113	8,5	68,0	54	0,0	0,3	154

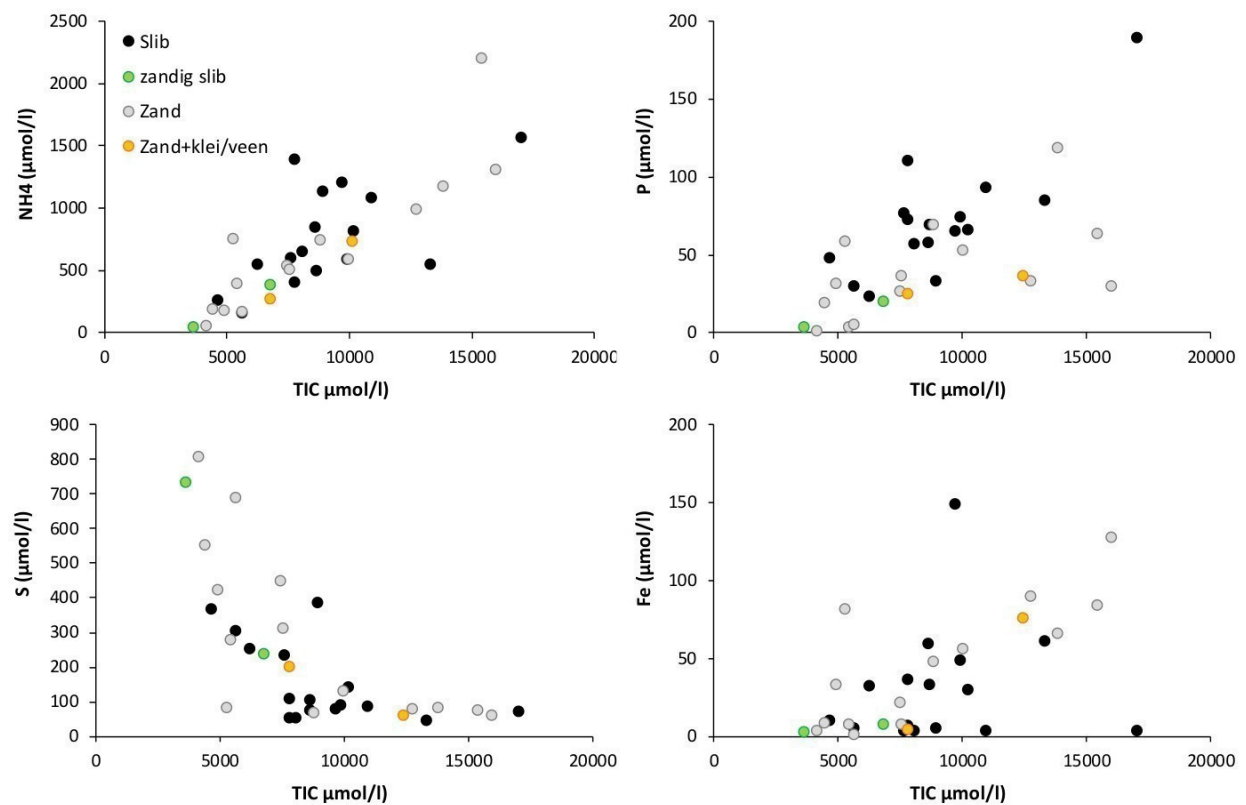
In figuur 7 is per locatie weergegeven wat de concentratie van fosfor, ammonium, ijzer en zwavel in het poriewater is (van boven naar beneden). Voor fosfor geldt dat op locatie 8 en 10 de concentraties in het slib erg hoog zijn (110 en 188 $\mu\text{mol/l}$). De concentraties in de Achterplas lijken gemiddeld iets hoger dan in de Voorplas. Ook is de vaste waterbodem in de Achterplas op een aantal locaties behoorlijk rijk aan fosfor (bijvoorbeeld locatie 6, 14, 16, 18 en 19; > 50 $\mu\text{mol/l}$). Ook voor ammonium en ijzer zie je een duidelijk verschil tussen de Achterplas en de Voorplas; de Achterplas is veel rijker aan ammonium en ijzer. Dit geldt niet alleen voor het slib maar met name ook voor de vaste waterbodem. Wat betreft zwavel is het andersom; de concentratie zwavel (vooral sulfaat) van het poriewater is zowel in het slib als de vaste waterbodem hoger in de Voorplas dan in de Achterplas.

In anaërobe onderwaterbodems wordt, door gebrek aan zuurstof, driewaardig ijzer (Fe(III)) en sulfaat gebruikt als alternatieve electronenacceptor voor de afbraak van organisch materiaal. Bij afbraak van organisch materiaal komt anorganische koolstof ($\text{TIC} = \text{'Total Inorganic Carbon'}$) en ammonium vrij in het poriewater. Omdat bij de afbraak van organisch materiaal anorganisch koolstof en ammonium in een min of meer vaste verhouding vrijkomen, zijn de TIC en ammoniumconcentratie van het poriewater met elkaar gecorreleerd (figuur 8). Zowel de TIC als de ammoniumconcentraties zijn redelijk hoog (gemiddeld 667 $\mu\text{mol/l}$ ammonium) en lokaal zelfs extreem hoog (tot 2189 $\mu\text{mol/l}$ ammonium). Bij de afbraak van organisch materiaal en de reductie van driewaardig ijzer (ijzer(hydr)oxides waaraan P is gebonden) komt ook fosfor vrij in het poriewater. De P concentratie is hierdoor ook gecorreleerd met de TIC concentratie. De concentratie P in het poriewater varieert tussen 1 $\mu\text{mol/l}$ en 188 $\mu\text{mol/l}$. Het poriewater uit het slib bevat gemiddeld bijna twee keer zoveel P (71,2 $\mu\text{mol/l}$) dan de vaste waterbodems (38,5 $\mu\text{mol/l}$).

In figuur 8 is ook te zien dat in de waterbodems zowel driewaardig ijzer als sulfaat worden gebruikt als alternatieve electronenacceptor voor de afbraak van organisch materiaal. Voor bodems waarin maar weinig afbraak plaatsvindt is de ijzerconcentratie laag en de sulfaatconcentratie hoog. Er wordt immers weinig sulfaat gebruikt voor de afbraak en ook weinig relatief weinig goed oplosbaar tweewaardig ijzer gevormt. Voor bodems met veel afbraak reactief organisch materiaal (hoge TIC en ammoniumconcentratie) is de sulfaatconcentratie meestal laag omdat sulfaat wordt gebruikt als alternatieve electronenacceptor. De ijzerconcentratie kan hoog zijn (omdat er tweewaardig ijzer wordt gevormd) maar kan ook laag zijn omdat tweewaardig ijzer kan binden aan het bij de sulfaatreductie gevormde sulfide waarna het neerslaat als het slecht oplosbaar FeS_x . We kunnen in ieder geval concluderen dat in de bodems zowel driewaardig ijzer als sulfaat worden gebruikt als alternatieve electronenacceptor.



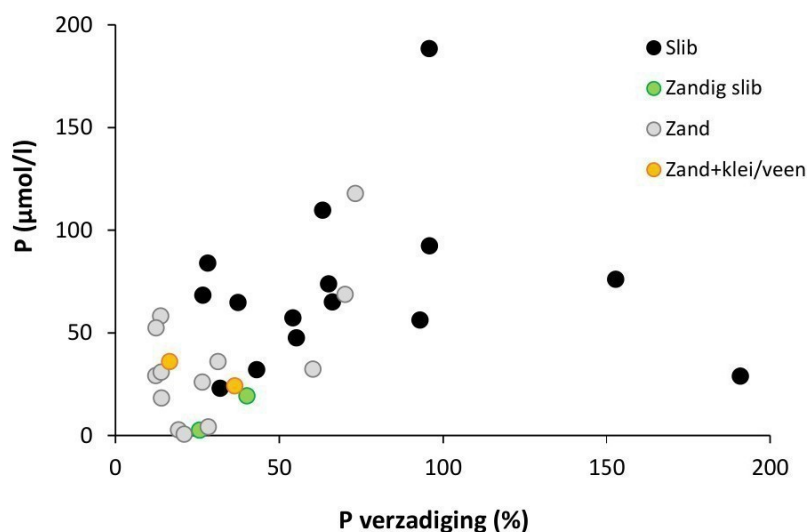
Figuur 7: De concentratie fosfor, ammonium, ijzer en zwavel in het poriewater weergegeven per bemonsterde locatie.



Figuur 8: Relaties tussen een aantal poriewater en bodemchemische parameters voor de onderwaterbodems.

De fosfaatverzadigingsgraad (FVG) is bepaald aan de hand van de oxalaatextractie (analyseresultaten zijn in bijlage II opgenomen) en geeft aan in hoeverre de amorfe aluminium- en ijzer(hydr)oxides in de bodem nog in staat zijn om fosfor te binden. Boven een fosfaatverzadigingsgraad van 22,5% is de bodem P-verzadigd en kan deze geen fosfaat meer binden.

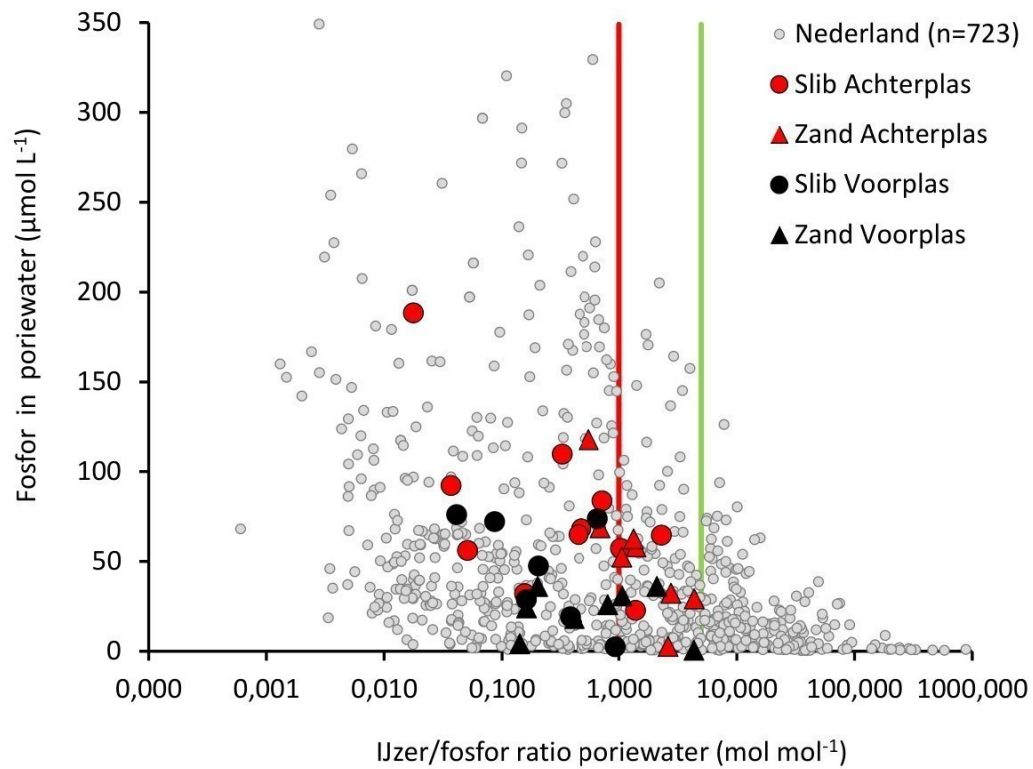
We zien in figuur 9 dat de P-concentratie in het poriewater toeneemt bij een hogere P verzadigingsgraad van de bodem en dat slibbodems allemaal een P verzadigingsgraad van meer dan 22,5 % hebben. We zien ook dat er voor de verzamelde zandbodems al een accumulatie van fosfor optreedt in het poriewater bij een fosfaatverzadigingsgraad die veel lager ligt dan de theoretische waarde van 22,5%. Het is onduidelijk waardoor dit wordt veroorzaakt maar een van de mogelijke verklaringen is dat er dunne laagje ijzersulfide worden afgezet op de aluminium en ijzer(hydr)oxides waardoor de binding van P minder goed verloopt. In ieder geval is het duidelijk dat de theoretische P binding door het zand niet overal gehaald wordt.



Figuur 9: P-concentratie in het poriewater uitgezet tegen de fosfaatverzadigingsgraad van de water bodem in de Bergse plassen

De nalevering van fosfaat wordt niet alleen bepaald door de concentratie fosfor in het poriewater maar ook door de ratio tussen ijzer en fosfor in het poriewater. Dit komt omdat in het oxidatieve toplaagje tussen water en sediment het opgeloste gereduceerde ijzer weer wordt geoxideerd waardoor fosfaat wordt gebonden aan de ijzer(hydr)oxides en/of ijzer en fosfaat gezamenlijk neerslaan als FePO_4 in de toplaag. Als gevolg hiervan wordt de nalevering van P naar de waterlaag beperkt zolang de Fe/P ratio in het bodemvocht voldoende hoog is ($>>1$) en zolang de waterlaag aeroob (zuurstofhoudend) is. [redacted] e.a. (2001) vonden een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P ratio lager dan 5 (de groene lijn in figuur 10). De nalevering van P naar de waterlaag blijkt echter zeer sterk toe te nemen wanneer de Fe/P ratio in het bodemvocht lager wordt dan 1 [redacted] e.a., 2001; [redacted] e.a. 2010).

We zien dat de Fe/P ratio voor een heel aantal locaties ongunstig is, en dat deze gepaard gaat met hoge fosforconcentraties in het poriewater. Voor de vaste waterbodem geldt dat het het zand op locatie 6 en 17 erg ongunstig is. Voor het slib zijn de volgende locaties het meest ongunstig, en is dus het risico op P-nalevering het grootst: locatie 7, 8, 10, 15, 25 en 31.



Figuur 10: Fosforconcentratie van het poriewater uitgezet tegen de IJzer/fosfor ratio van het poriewater voor een groot aantal onderwaterbodems uit Nederland. De locaties voor de slibbodems en de vaste onderwaterbodems van dit onderzoek worden in blauw en rood weergegeven.

4 CONCLUSIES

De Achterplas is in 2002 afgezaagd met een 30 cm dikke zandlaag waarbij voor een deel van de plas een dertig cm dikke sliblaag is verwijderd. De Voorplas is in 2011 bezaagd waarbij in een deel van de plas, met name de locaties waarvoor werd verondersteld dat er (dijkse) kwel optrad, PAC is toegediend voor het afzanden.

In de Achterplas wordt meer slib aangetroffen dan in de Voorplas. Daarnaast worden hogere concentraties aan fosfor en ammonium in het poriewater van de sliblaag en de onderwaterbodem gemeten in de achterplas.

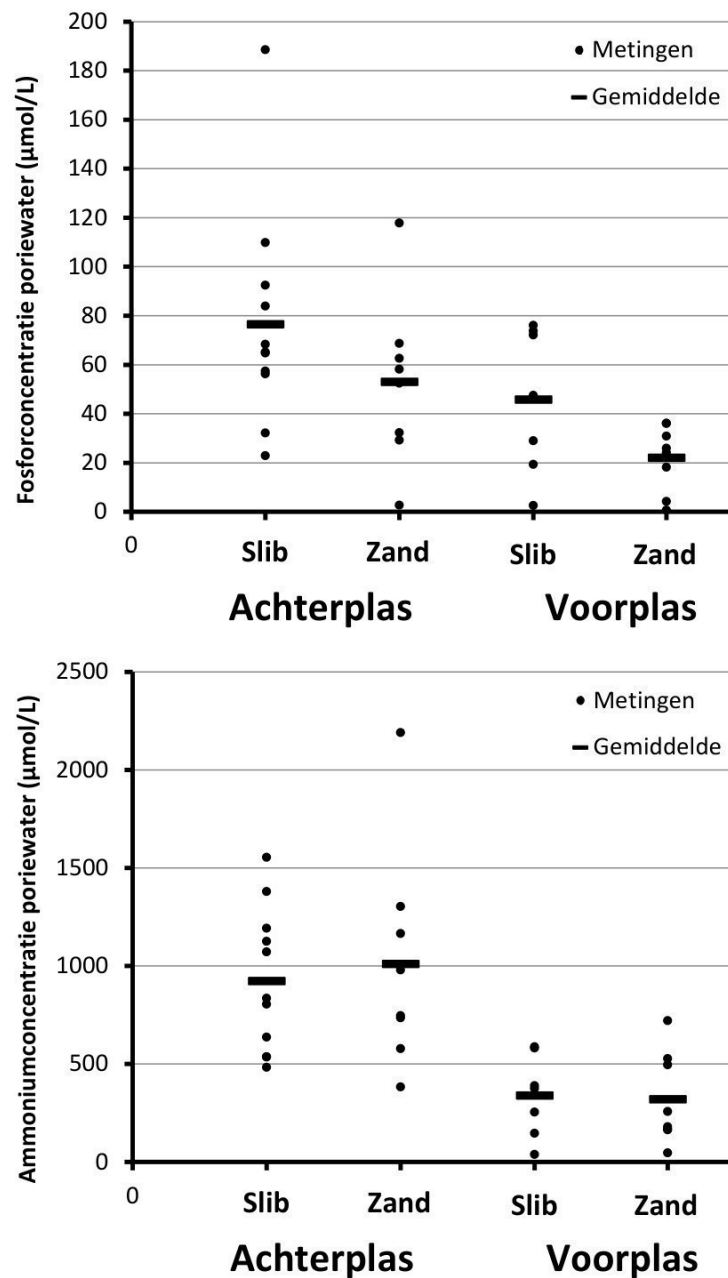
Het is heel plausibel dat de gevonden verschillen in ieder geval ten dele te maken met het gegeven dat de Achterplas 10 jaar eerder is afgezaagd dan de Voorplas. In de loop van de jaren ontwikkelt zich een (nieuwe) voedselrijke sliblaag op de aangebrachte zandlaag. In de Achterplas liggen daarnaast relatief veel eilandjes in het water waardoor hier de aanwas van slib als gevolg van erosie ook groter kan zijn dan in de Voorplas.

In de aangebrachte zandbodem worden ook fosfor- en ammoniumconcentraties gemeten die hoger zijn dan je zou mogen verwachten in schoon zand. De relatie die wordt gevonden met de TIC concentraties laat zien dat afbraak van reactief organisch stof de drijvende kracht is achter de mobilisatie van fosfor. Zowel driewaardig ijzer als sulfaat treden hierbij op als alternatieve electronenacceptoren. De zandlaag wordt geleidelijk aan verrijkt met reactief organisch materiaal (o.a. dode algen en plantenresten die aanwezig zijn in het slib dat zich vermengt met de zandlaag) waardoor dit proces plaatsvindt. Daarnaast kan er ook van onder de zandlaag fosfaat- en ammonium de zandlaag indringen.

Mede vanwege de lage Fe/P ratio in het poriewater, kunnen de gemeten fosforconcentraties in de zandbodems leiden tot een nalevering van P uit de waterbodem naar de waterlaag waardoor algenbloei kan ontstaan. De nalevering uit de bodem zal het hoogst zijn wanneer er in de zomermaanden sprake is van lage zuurstofconcentratie boven het sediment. De lage Fe/P ratio worden veroorzaakt door de sulfaatbelasting van het watersysteem waardoor sulfaatreductie leidt tot de vastlegging van ijzer als ijzersulfide. Hierdoor zijn er minder bindingsplaatsen voor P beschikbaar en gaat de concentratie in het poriewater omhoog.

Gelet op de hogere fosfor- en ammoniumconcentratie in zowel de slibbodem als de opgebrachte zandlaag van de Achterplas (figuur 11), zal de invloed van de bodem op de waterkwaliteit voor deze plas het grootst zijn.

Er zijn aanwijzingen dat hoge P-pieken in het oppervlaktewater van de plassen samenvallen met pieken in de pH waarden. Dit suggereert dat alkaliene desorptie (zie hoofdstuk 1.2) mogelijk ook een rol kan spelen in de P nalevering uit de bodems. Het zou goed zijn om dit experimenteel te testen.



Figuur 11: gemeten concentraties fosfor (boven) en ammonium (beneden) in het poriewater, inclusief gemiddelde, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen de Voor- en Achterplas.

5 LITERATUUR

2010. The interaction between decomposition, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* 40: 3487-3495.

1998. Sulfate induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32: 199-205.

2013. Sulfide as a soil phytotoxin - a review. *Frontiers in Plant Science* (2013) 4: 268.

, 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.

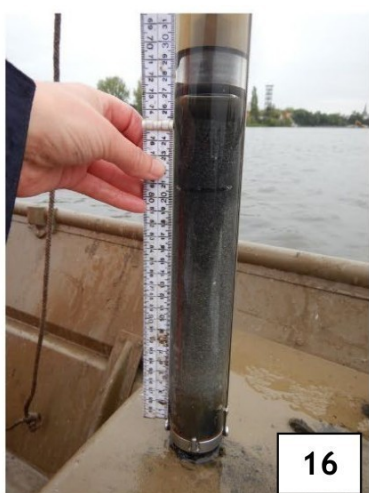
2006. Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.

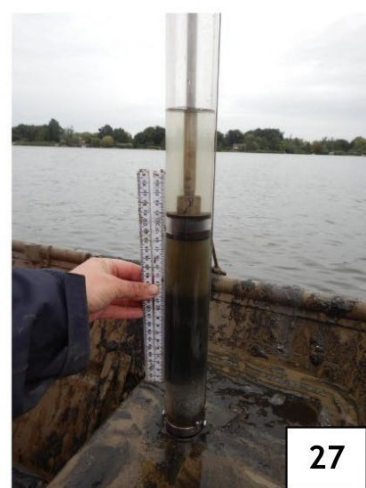
2013. Waterkwaliteit in het veenweidegebied. De complex interacties tussen oever, waterbodem en het oppervlaktewater. *Landschap* (2013) 30: 145-153.

2010. Nutrient mobility correlates with bicarbonate accumulation in marine and freshwater sediments - empirical evidence from pore water analyses. *Applied Geochemistry* 25: 1825-1829.

Bijlage I: Foto van het verzamelde monster in de zuigerboor van alle locaties









28



29



30



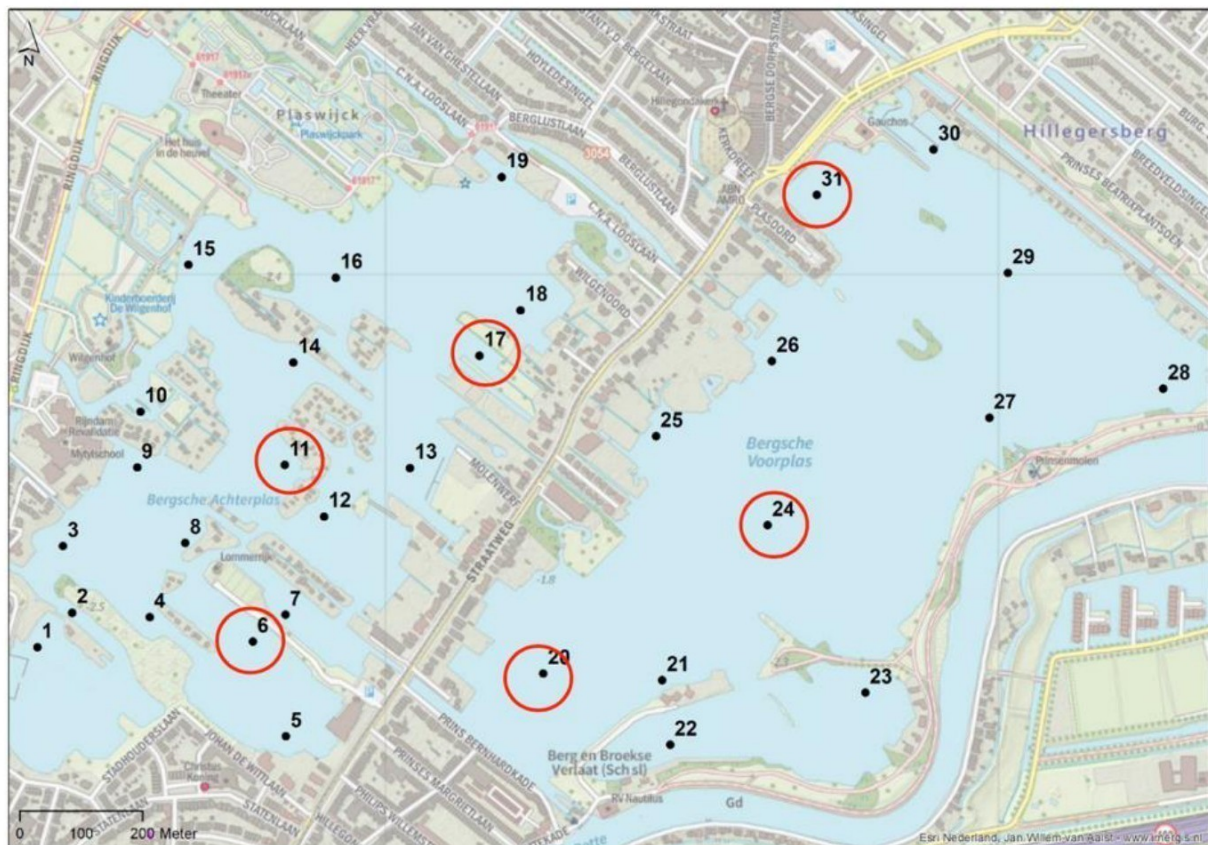
31

Bijlage II: gemeten concentraties in het oxalaatextract

Locatie	Type	Diepte	Al-ox	Fe-ox	Mn-ox	P-ox	Locatie	Type	Diepte	Al-ox	Fe-ox	Mn-ox	P-ox
		cm	$\mu\text{mol/kg}$						cm	$\mu\text{mol/kg}$			
2	Slib	0-30	25653	206148	2677	62740	1	Zand	0-10	9639	41239	3669	4897
3	Slib	0-20	21735	268953	11108	54368	5	Zand	5-15	2127	12751	399	914
4	Slib	0-15	12311	104141	6851	18628	6	Zand	3-13	6588	22780	2001	10290
5	Slib	0-5	9882	59885	6114	9298	11	Zand/veen	2-12	2688	14594	771	1426
7	Slib	0-17	23258	37131	5692	28050	13	Zand	0-10	6297	22342	1543	8628
8	Slib	0-27	23262	70923	7298	29756	14	Zand	3-13	1576	8173	358	674
9	Slib	0-30	13995	169357	12152	25819	16	Zand	0-10	6545	9816	1896	36404
10	Slib	0-30	36631	20766	24361	27472	18	Zand	0-10	1519	5987	273	465
12	Slib	25	15587	50130	5565	21741	19	Zand	0-10	4220	10478	834	5381
14	Slib/zand	0-3	6168	25132	3223	6278	21	Zand	0-10	1112	3271	237	308
15	Slib	15	15526	31642	4649	22604	23	Zand/klei	0-10	23985	8052	1130	5838
17	Slib	18	9022	26554	2846	7660	24	Zand	0-10	3600	8225	612	1568
20	Slib	0-10	14293	26117	2179	11158	26	Zand	8-18	3126	7784	911	1709
22	Slib	0-30	15062	4853	1582	19016	27	Zand	0-10	7415	31262	2177	4060
25	Slib	0-30	15196	2113	1601	49178	28	Zand	0-10	10482	7171	1080	2504
26	Slib/zand	0-8	6386	23844	2194	3876	29	Zand	0-10	1743	5977	410	539
30	Slib	0-22	16528	28913	2106	14776	Gemiddeld zand*			4714	14090	1171	5596
31	Slib	0-30	14580	13129	2267	21185	<i>st error</i>			<i>835</i>	<i>2978</i>	<i>263</i>	<i>2514</i>
Gemiddeld slib*			17658	70047	6190	26466							
<i>st. error</i>			<i>1737</i>	<i>19602</i>	<i>1456</i>	<i>3993</i>							

Bergse Plassen

Lake water and sediment quality analyses and recommendations



November, 2023

Limnological Solutions International

Registered Address: Level 6, 57 The Esplanade, Cotton Tree 4558, Queensland, Australia

Postal Address: PO Box 527, Maroochydore 4558, QLD, Australia

ABN: 89625768176

Content

CONTENT	1
1. INTRODUCTION	2
2. DESCRIPTION OF (WATER AND SEDIMENT) ANALYSIS	3
2.1. SAMPLING LOCATIONS	3
2.2. WATER SAMPLING AND ANALYSIS	4
2.3. SEDIMENT SAMPLING AND ANALYSIS	5
3. RESULTS	6
3.1 WATER	6
3.2 SEDIMENT.....	8
3.2.1 <i>General characteristics</i>	8
3.2.2 <i>Phosphate fractionation (Psenner method)</i>	10
4. COMPARISON OF THE RESULTS OF THE CURRENT SURVEY AND THE B-WARE SURVEY	14
5. CONCLUSIONS FROM THE SURVEY.....	15
6. APPENDIX.....	17
7. REFERENCES	18
8. ATTACHMENT	19

1. Introduction

The Bergse Plassen lakes (Achterplas and Voorplas) are part of the Rotte Creek System, situated in the northern part of Rotterdam. The Bergse Plassen area is a popular recreational destination for locals and visitors, offering opportunities for water-based activities such as sailing, windsurfing, and swimming.

The lakes were originally created as a result of peat extraction that was undertaken from the 15th century on. Over time, they have become an important part of the region's natural and recreational landscape. The area around Bergse Plassen is known for its scenic beauty, and it provides a peaceful escape from the urban environment of Rotterdam (Figure 1).

The Bergse Plassen are surrounded by the houses and gardens which have been developed around the Rotte Parks, as well as walking and cycling paths. As a result, the area has become a place where people can enjoy both outdoor activities and a tranquil environment. The lakes are also used for ice skating during the winter months when they may freeze over, further adding to their recreational versatility.

The water bodies are suffering from eutrophication problems and massive blue green algal blooms occur regularly throughout the year. A bloom was also present in the lakes at the time of sampling.

During a survey undertaken by LSI in September 2023, high quantities of dissolved nutrients such as phosphate were measured and it can be assumed that it is this situation which has caused the massive cyanobacterial growth on the lakes.

This report is a summary of the results from the study undertaken by Limnological Solutions International at the request of HHSK on the sediments and water of the lakes. The work was conducted to obtain detailed information relating to the phosphorus concentrations and potentially releasable phosphorus in the lake sediments so that the total pool of mobile phosphorus in the lakes could be determined and compared to earlier investigations which focussed mostly on sediment porewater (B-Ware 2019).

Lake sediments frequently accumulate high concentrations of phosphorus and a percentage of this (known as “mobile phosphorus”) is often released at certain periods of the year (particularly summer and autumn), thereby fuelling algal blooms. An accurate estimation of this pool of mobile phosphorus is therefore critical in the development of any restoration plan.

This report summarizes the results of the water and sediment quality investigations undertaken on 21st September 2023.

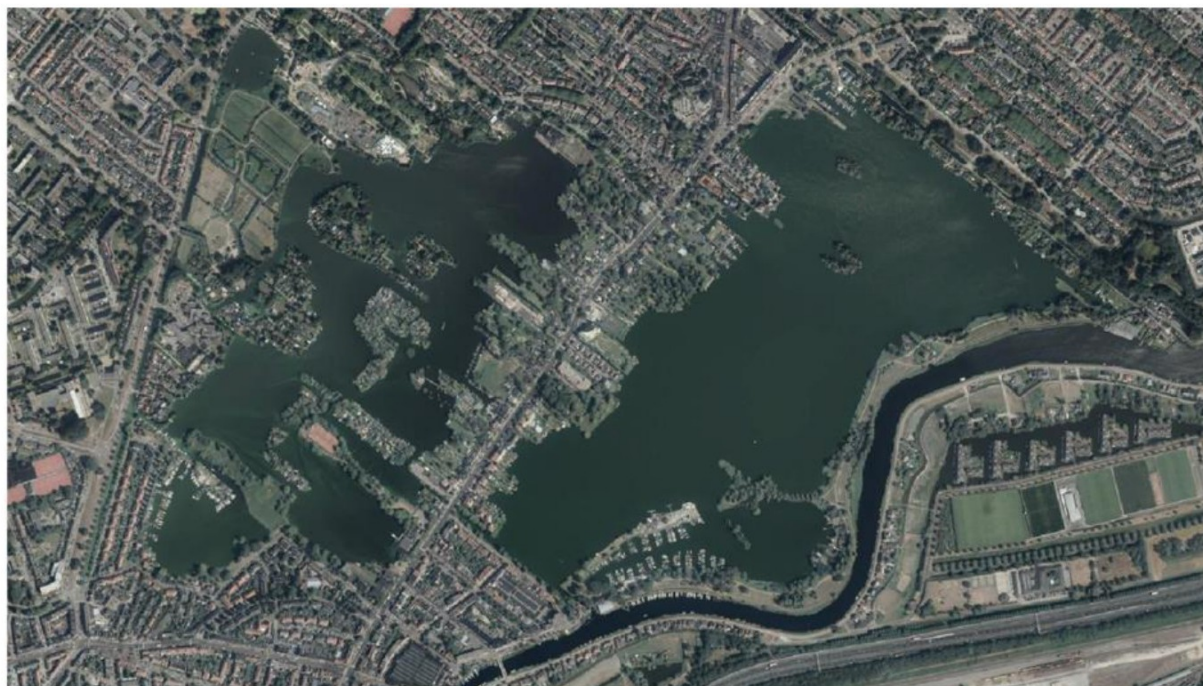


Figure 1. Overview of the Bergse Plassen (with Voorplas to the east and Achterplas to the west)

2. Description of (Water and Sediment) Analysis

The following is a detailed description of the sampling locations and the analysis that has been undertaken.

2.1. Sampling Locations

Sediment samples:

The B-Ware survey of 2019 sampled 31 locations in the lakes and six of these locations were chosen as sampling locations for our investigations of the sediment. Water samples were collected from two of these six locations (see below). The six locations were selected so that a representative mixture of soft and organic rich and sand sediments would be sampled during the investigations. Additionally, the sample locations were also selected so that areas of the lakes with different TP and porewater phosphorus loads would be covered. For example, Location 24 was representative of an area of the Voorplas that had been recently (2020) dredged and subsequently capped with sand. This location should be considered to be representative of large areas of the Voorplas and the samples collected consisted of a very thin layer of newly formed sediment on top of the layer of sand that had been applied. Location 20 in Voorplas (which was in a deeper area of the lake) was representative of an area which had been dredged but not as recently as Location 24 (dredging took place in 2000). Both locations have been capped with sand. In contrast, Location 31 had not been dredged and never capped with sand and retained a high organic load (Table 1).

Table 1. Sediment sampling locations and characteristics in Bergse Achter- and Voorplas (B-Ware 2019)

Location	Layer	organic rich layer depth	P-load	Pore-water P-load
		cm	mg/kg DW	µg/l
6	Sand, organic rich sediment layer	2,5	388	68,7
11	Sand, organic rich sediment layer and clay	1,5	171	24,2
17	organic rich sediment layer and clay	18	487	31,1
20	organic rich sediment layer and clay	10	713	47,5
24	organic rich sediment layer and clay	0	171	25,9
31	organic rich sediment layer	80	1438	76,0

Water samples:

In addition to the sediment samples, water samples (from the entire water column) were also collected from both lakes at Locations 11 (Achterplas) and 24 (Voorplas).

Figure 2 below shows the sampling locations. The yellow dots are the locations at which water samples were taken and the red circles represent the locations at which sediment samples were collected.

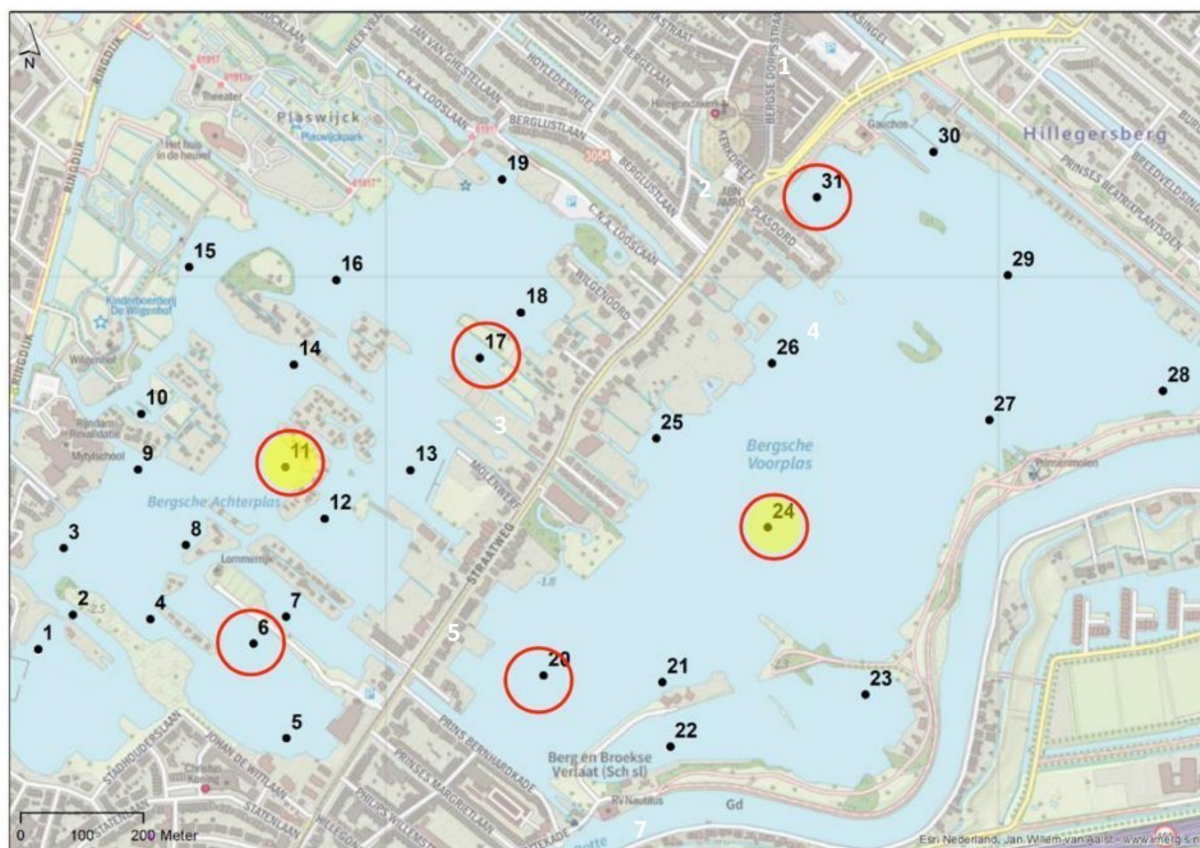


Figure 2. Sampling locations in Bergse Achter- and Voorplas for water (11 and 24) and for sediment (red circles)

2.2. Water sampling and analysis

Physical, chemical and biological parameters were measured at the two water sampling locations (11 and 24) as shown in Figure 2 above. As the waterbodies are shallow, the samples were taken below the water surface and considered to be representative of the entire water column at both locations. The following parameters were measured on site:

Secchi depth (transparency), pH, conductivity, temperature, oxygen and redox potential according to the following test methods:

Secchi depth	ISO 7027-C2:2000-04
pH	DIN 38404-C5:1984-01
Conductivity	EN 27888-C8:1993-11
Temperature	DIN 38404-C4:1976-12
Oxygen	EN 25814-G22:1992-10
Redox potential	DIN 38404-C6

In addition, water samples were couriered to accredited labs and analysed for the following parameters according to the following test methods:

Total Phosphorus	ISO 6878-D11:2004-09
PO ₄ -Phosphorus	ISO 6878-D11:2004-09
Total Nitrogen	ISO 10304-1-D28:2003-12
NH ₄ -Nitrogen	ISO 11732-E23:2005-05
NO ₃ -Nitrogen	ISO 13395-D28:1996-12
Acid binding capacity/alkalinity	DIN 38406-E1:1983-05
DOC	EN 1484 (H3): 1997-08
TOC	EN 1484 (H3): 1997-08
Iron	ISO 11885-E22:2009-09
Manganese	ISO 11885-E22:2009-09
Calcium	ISO 11885-E22:2009-09
Aluminium	ISO 11885-E22:2009-09
Chloride	ISO 10304-1 - 2009-07
Sulphate	ISO 10304-1 - 2009-07

2.3. Sediment sampling and analysis

For the analysis of physical and chemical parameters, sediment samples were collected using an UWITEC Mondsee Corer at the same time as the water samples were collected.

Each of the sediment samples were segmented on-site into three depths: 0-5 cm, 5-10 cm and 10-20 cm. Composite samples were made from three samples at each of the six locations and also from each depth.

At Location 24, however, only 10 cm cores were available and therefore a total of only 17 sediment samples were analysed:

1. Achterplas: 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm
2. Voorplas: 0-5 cm, 5-10 cm 10-20 cm

- (a) the top 5 cm of the sediment (i.e. the layer which interacts with the water column directly)
- (b) the next 5 cm of sediment from the deeper sediment layer (i.e. the depth to which plant roots extend, thereby causing an indirect interaction with the water column)
- (c) the next 10 cm of sediment from the deepest layer (i.e. deeper sediment from which P may be released by, for example, e.g. bottom dwelling fish)

The samples were homogenised and the physical characteristics of the sediment at each location recorded (e.g. colour, odour, organic content, etc.). The samples were then couriered to an accredited laboratory where the parameters listed below were measured according to the test methods indicated.

The sediment analyses consisted of two main components: (a) an investigation to determine the mobile phosphorus pool in both sediment layers and (b) a determination of the physical and chemical sediment characteristics in terms of dry weight, density, organic content and other parameters (Table 1).

Dry weight	ISO 11465/EN 14346
Loss on Ignition at 500°C	EN 15169: 2007-05
Loss on ignition at 800°C	EN 15169: 2007-05
Density	ISO 17892-2:2015-03
Total Phosphorus	ISO 11885-E22:2009-09
Total Nitrogen	ISO 16948:2015-09
Total Organic Carbon	ISO 10694:1996-08
Iron	ISO 11885-E22:2009-09
Manganese	ISO 11885-E22:2009-09
Calcium	ISO 11885-E22:2009-09
Aluminium	ISO 11885-E22:2009-09
Sulphur	ISO 11885-E22:2009-09

The mobile P pool was determined by undertaking a sequential phosphorus extraction procedure on each of the 17 sediment samples. Sequential Phosphorus Extraction (according to the Psenner Method) is an analytical technique which is commonly used to determine the total load of phosphorus in sediments that may be released under the conditions typically found in water bodies such as lakes, canals and rivers. The Psenner technique enables a determination to be made as to the total load of releasable phosphorus that exists in sediments. While not all of this phosphorus will necessarily be released in one season, an assessment of the total load of releasable phosphorus enables a water body manager to know how much phosphorus may be released over a longer period of time.

3. Results

3.1 Water

The Bergse Plassen lakes are shallow (avg. depth approx. 2 m). Total organic carbon, nitrogen and phosphorus concentrations were highly elevated in both lakes (Table 2). Phosphorus levels were 0,58 mg/l at Achterplas and 0,18 mg/l at Voorplas. The lakes are thought to receive nutrient rich water from canals and rivers, general run off and groundwater.

The lakes were not anoxic during the sampling however relatively low oxygen concentrations of about 6,25 at Achterplas and 7,15 mg/l at Voorplas were measured. This was not unexpected as the sampling took place in the morning under overcast skies, nevertheless the lower oxygen concentrations may also be indicative of the fact that the cyanobacterial bloom that was observed during the sampling was no longer active and in the process of degradation overnight (Figure 3).

The possibility that phosphorus is released from the sediments due to the development of anoxic conditions at certain times of the year cannot be ruled out as the sampling program did not cover a full hydrological year. This risk exists particularly in the case of warmer periods.



Figure 3. Cyanobacterial bloom in Bergse Achter- and Voorplas during sampling

Table 2: Water characteristics from two sampling locations at Bergse Plassen

Parameter		Unit	1. Loc 11 at Achterplas	2. Loc. 24 at Voorplas
Secchi depth		m	0,32	1,41
Temperature	DIN 38404-C4:1976-12	°C	18,6	18,2
pH	DIN 38404-C5:1984-01		8,16	7,88
Conductivity	EN 27888-C8:1993-11	µS/cm	741	893
Redox potential	DIN 38404-C6:1984-05	mV	217	228
O ₂	EN 25814-G22:1992-10	mg/l	6,25	7,15
O ₂ saturation		%	67,5	78,1
Total Phosphorus	DIN ISO 6878-D11:2004-09	mg/l	0,58	0,18
Total Nitrogen	DIN ISO 11885-E22:2009-09	mg/l	3,3	2,1
TOC	DIN EN1484: 2019-04	mg/l	18	18
PO ₄ -P	DIN ISO 6878-D11:2004-09	mg/l	0,300	0,065
Ammonium-N	DIN ISO 11732-E23:2005-05	mg/l	0,28	0,32
Nitrate-N	DIN ISO 10304-1: 2009-07	mg/l	0,029	0,110
DOC	DIN EN 1484 (H3): 1997-08	mg/l	17	17
Acid binding capacity	DIN 38406-E1:1983-05	mmol/l	2,82	3,24
Iron	DIN ISO 11885-E22:2009-09	mg/l	0,088	0,070
Manganese	DIN ISO 11885-E22:2009-09	mg/l	0,21	0,14
Calcium	DIN ISO 11885-E22:2009-09	mg/l	48	69
Aluminium	DIN ISO 11885-E22:2009-09	mg/l	<0,05	<0,05
Chloride	DIN ISO 10304-1: 2009-07	mg/l	120	130
Sulphate	DIN ISO 10304-1: 2009-07	mg/l	28	51
Carbon dioxide	DEV-D8	mg/l	1,60	3,36
Hydrogen carbonate	DEV-D8	mg/l	168	192
Carbonate	DEV-D8	mg/l	1,72	1,11
CaCO ₃		mg/l	141	162

3.2 Sediment

3.2.1 General characteristics

The sediments consisted mostly of a mixture of organic matter, clay and sand on top of a thick sand layer (Table 3) due to the fact that about 20 years ago the sediment of Bergse Achterplas was capped with an approximately 30 cm thick sand layer. Despite the sand capping, about 70% of the lake bottom is now capped with an approximately 2 – 10 cm organic rich sediment layer (pers. comm. by [REDACTED]).

Table 3: Characteristics of Bergse Plassen sediments.

Parameter	Loc. 6 Achterplas	Loc. 11 Achterplas	Loc. 17 Achterplas	Loc. 20 Voorplas	Loc. 24 Voorplas	Loc. 31 Voorplas
Core length	30 cm	15-16 cm	30 cm	30 cm	10 cm	40 cm
	0-5 cm	0-5 cm	0-5 cm	0-5 cm	0-5 cm	0-5 cm
Colour	black	black	brown	black	black	black
Component	organic matter	organic matter	organic matter	organic matter	mainly sand	organic matter
			fluid			
Odour				foul odour		foul odour
	5-10 cm	5-10 cm	5-10 cm	5-10 cm	5-10 cm	5-10 cm
Colour	black	black	brown	black	black	black
Component	organic matter	mainly sand	organic matter	organic matter	sand	organic matter
Odour				foul odour		foul odour
	10-20 cm	10-15 cm	10-20 cm	10-20 cm		10-20 cm
Colour	black	black	brown	black		black
Component	organic matter	mainly sand	organic matter	organic matter		organic matter
Odour				foul odour		foul odour
	>20 cm		>20 cm	>20 cm		>20 cm
Component	sand		mainly sand	mainly sand		mainly peat

Large areas of the Bergse Voorplas were also capped with an approximately 20 cm thick sand layer in 2020. In this lake, sand remains the predominant component of the sediments across around 80% of the lake bottom. Fifteen percent of the lake bottom is now covered with new organic rich sediments while 5% of the lake bottom still contains old organic rich sediment (pers. comm. b [REDACTED]).

Concentrations of organic matter decreased generally from the top of the sediment cores to the deeper sediment levels indicated by the concentrations of total organic carbon (TOC), total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN). The concentrations were highest in the top 5 cm sediment layer at Location 17 in Achterplas and at Locations 20 and 31 in Voorplas, whereas at Location 31 highly organic rich sediment was found until the 20 cm deep layer. This location has never been dredged or capped with sand.

The lowest concentrations were measured at Location 24. This area of the lake was dredged and capped with sand 23 years ago. As a result, only a 10 cm core could be extracted from this location (Figure 4).

High calcium and carbonate (indicated by LOI 800°C) concentrations were measured in all sediment layers of the Bergse Plassen, suggesting that the lake water in both lakes has a high buffer capacity (Table 4).



Figure 4. Sediment cores from Bergse Achter- (6-17) and Voorplas (20-31)

Table 4: Physico-chemical characteristics of the three layers (0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm) of Bergse Plassen sediments

Parameter	Unit	Loc. 6 Achterplas	Loc. 11 Achterplas	Loc. 17 Achterplas	Loc. 20 Voorplas	Loc. 24 Voorplas	Loc. 31 Voorplas
		0-5 cm	0-5 cm	0-5 cm	0-5 cm	0-5 cm	0-5 cm
Dry weight	% (m/m)	40	25,8	8,3	16,2	68,4	17,3
LOI 550°C	% DW	5,8	10,9	28,6	16,3	1,6	17
LOI 800°C	% DW	11,3	18,4	34,7	31,8	5,6	32,3
Density	g/ml	1,9	2,2	1,6	1,8	2,3	2,2
Total phosphorus	mg/kg DW	1200	690	2500	1200	240	1200
Total nitrogen	mg/kg DW	5300	3800	n.d.	10500	2200	9600
TOC	mg/kg DW	38000	24000	n.d.	73000	8000	78000
Iron	mg/kg DW	4800	78000	25000	9700	4200	10000
Manganese	mg/kg DW	1100	690	2200	900	190	1300
Calcium	mg/kg DW	79000	76000	96000	16000	46000	170000
Aluminium	mg/kg DW	8500	5600	18000	12000	4000	11000
Sulphur	mg/kg DW	9300	6200	28000	9500	1300	10000
		5-10 cm	5-10 cm	5-10 cm	5-10 cm	5-10 cm	5-10 cm
Dry weight	% (m/m)	44	58,6	40	38,4	79	20
LOI 550°C	% DW	6,1	2,7	5,4	5,8	0,94	16,6
LOI 800°C	% DW	11	7,5	9,3	13,1	3,6	30,6
Density	g/ml	2,4	2,8	2	2	2,3	1,9
Total phosphorus	mg/kg DW	650	250	520	530	110	1300
Total nitrogen	mg/kg DW	3000	1800	3600	3700	1300	8500
TOC	mg/kg DW	23000	12000	27000	20000	5000	77000
Iron	mg/kg DW	8100	4600	7700	7700	2900	11000
Manganese	mg/kg DW	530	230	380	370	88	1200
Calcium	mg/kg DW	67000	45000	53000	85000	25000	170000
Aluminium	mg/kg DW	5700	2900	5400	7100	3000	13000
Lanthanum	mg/kg DW	5500	2100	6000	4500	650	11000
Sulphur	mg/kg DW	8100	4600	7700	7700	2900	11000
		10-20 cm	10-20 cm	10-20 cm	10-20 cm	10-20 cm	10-20 cm
Dry weight	% (m/m)	42,3	77,2	41,5	46,3		19,1
LOI 550°C	% DW	6,5	1,3	5,3	5,1		21
LOI 800°C	% DW	11,4	4,6	11,7	11,9		37,1
Density	g/ml	2,3	2,1	1,9	2,8		2,3
Total phosphorus	mg/kg DW	800	190	420	470		2300
Total nitrogen	mg/kg DW	3100	1400	3200	3500		11000
TOC	mg/kg DW	27000	7000	29000	22000		102000
Iron	mg/kg DW	9300	3800	6800	7300		10000
Manganese	mg/kg DW	650	110	350	340		1300
Calcium	mg/kg DW	57000	29000	42000	73000		190000
Aluminium	mg/kg DW	6600	2700	4700	6800		16000
Sulphur	mg/kg DW	7200	1400	5400	4200		14000

3.2.2 Phosphate fractionation (Psenner method)

In the analysis undertaken in the lab following the sampling, the potentially available (=releasable) pool of phosphorus (P) in the sediments was determined by exposing lake sediment to different reagents. The available P pool (which equates to the sum of redox-sensitive P and organic bound P as determined during the procedure) represents the amount of P released from the sediment under conditions which occur naturally in the lakes (e.g. the development of anoxic events and as a result of microbiological activity). The release of phosphorus from sediments plays an important role in lake water quality. The results from our sampling show that the residual phosphorus pool (which is the phosphorus in the sediments

that can essentially be considered inert, or non-releasable, under natural conditions) was the largest form of phosphorus present in the sediment (Table 5 and Figure 5).

Table 5: Phosphate fractions (Psenner Method) in Bergse Achterplas sediments

Parameter	Method	Sample	Loc. 6			Loc. 11			Loc. 17		
		Description	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
Dry weight		%	40,0	44,0	42,3	25,8	58,6	77,2	8,30	40,0	41,5
Density		[kg/l]	1,90	2,40	2,30	2,20	2,80	2,10	1,60	2,00	1,90
Sample wet		[g]	5,81	3,29	3,23	5,80	3,27	3,18	5,73	3,26	3,11
Sample dry		[g]	2,32	1,45	1,37	1,497	1,92	2,45	0,475	1,30	1,29
Fractions			Loc. 6			Loc. 11			Loc. 17		
		Description	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
1. Released in oxygen free Aqua bidest											
labile P (pore water)	TP*	mg/kg DW	0,861	1,38	2,16	1,34	1,04	0,816	4,21	1,53	1,55
2. Released in Bicarbonate-Dithionite											
Fe/Mn bound P, labile at anoxic conditions	SRP*	mg/kg DW	37,9	23,8	27,2	32,1	11,9	6,5	53,9	12,0	11,2
	TP*	mg/kg DW	53,4	38,7	38,0	50,8	19,6	12,4	101	23,9	22,3
organic P, labile at reductive conditions	NRP*	mg/kg DW	15,5	14,9	10,8	18,7	7,7	5,9	47,1	12,0	11,2
3. Released in NaOH											
base labile P as aluminium (Al)/Iron (Fe)-oxide	SRP*	mg/kg DW	23,1	13,8	18,1	25,1	7,52	3,92	92,6	12,9	14,9
	TP*	mg/kg DW	82,7	55,3	57,3	128	32,2	10,8	387	61,3	80,6
organic P bound in detritus, humic-substances and micro-organisms	NRP*	mg/kg DW	59,6	41,5	39,2	103	24,6	6,85	295	48,4	65,7
			Loc. 6			Loc. 11			Loc. 17		
	TP* fractions	mg/kg DW	137	95,4	97,5	180	52,8	24,0	492	86,8	104
	TP* (ICP-Analytic)	mg/kg DW	1200	650	800	690	250	190	2500	520	420
4. P Residual fraction		mg/kg DW	1063	555	702	510	197	166	2008	433	316
			Loc. 6			Loc. 11			Loc. 17		
releasable P		mg/kg DW	114	81,6	79,4	155	45,3	20,1	400	73,9	89,6
releasable P incl. Al-P		mg/kg DW	137	95,4	97,5	180	52,8	24,0	492	86,8	104
releasable P		%	9,49	12,6	9,92	22,5	18,1	10,6	16,0	14,2	21,3

SRP = soluble reactive phosphorus, NRP = non reactive phosphorus, TP = total phosphorus, Al = aluminium, Fe = iron, P = phosphorus

Nevertheless, a significant part of the total phosphorus in the sediments of Bergse Plassen is also releasable (to be exact, 11% to 20%, Table 6). In the top 10 cm of the sediment this equates to total releasable mean P concentrations of 8,81 g P/m² (Table 7) at Bergse Achterplas and 17,6 g P/m² at Bergse Voorplas with the latter being particularly high. Within the releasable P pool, iron and organic bound P (= P bound within iron and organic matter) are the most abundant fractions (Tables 5 and 6 and Figure 5).

In addition, pH is likely to increase during the warmer periods of the year and therefore there is also a risk that P may also be released from the aluminium bound fraction in the sediments of the shallow lake when the pH of the lake water increases. This could occur during a phytoplankton bloom in summer when there is an excess of hydroxide ions (OH⁻). Therefore, in addition to the releasable P pool described above, aluminium bound P should also be included in the pool of potentially releasable P.

Table 6: Phosphate fractions (Psenner Method) in Bergse Voorplas sediments

Parameter	Method	Sample	Loc. 20			Loc. 24			Loc. 31		
		Description	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
Dry weight		%	16,2	38,4	46,3	68,4	79,0		17,3	20,0	19,1
Density		[kg/l]	1,80	2,00	2,80	2,30	2,30		2,20	1,90	2,30
Sample wet		[g]	5,75	3,46	3,35	5,53	3,29		5,70	3,25	3,25
Sample dry		[g]	0,931	1,33	1,55	3,78	2,60		0,986	0,650	0,622
Fractions			Loc. 6			Loc. 11			Loc. 17		
		Description	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
1. Released in oxygen free Aqua bidest											
labile P (pore water)	TP*	mg/kg DW	2,15	1,50	1,32	0,529	4,78		2,03	3,08	3,22
2. Released in Bicarbonate-Dithionite											
Fe/Mn bound P, labile at anoxic conditions	SRP*	mg/kg DW	24,9	16,2	12,4	6,98	4,62		48,7	36,3	54,7
	TP*	mg/kg DW	43,0	27,4	21,9	11,6	10,3		73,0	67,7	77,2
organic P, labile at reductive conditions	NRP*	mg/kg DW	18,0	11,1	9,55	4,65	5,70		24,3	31,4	22,5
3. Released in NaOH											
base labile P as Aluminium (Al)/Iron (Fe)-oxide	SRP*	mg/kg DW	62,7	21,7	23,2	6,34	4,01		44,6	57,8	106
	TP*	mg/kg DW	266	90,2	72,3	31,7	15,4		211	221	296
organic P bound in detritus, humic-substances and micro-organisms	NRP*	mg/kg DW	204	68,6	49,0	25,4	11,4		166	164	190
			Loc. 6			Loc. 11			Loc. 17		
	TP* fractions	mg/kg DW	311	119	95,5	43,9	30,5		286	292	376
	TP* (ICP-Analytic)	mg/kg DW	1200	530	470	240	110		1200	1300	2300
4. P Residual fraction		mg/kg DW	889	411	374	196	79,5		914	1008	1924
			Loc. 6			Loc. 11			Loc. 17		
	releasable P	mg/kg DW	249	97,4	72,3	37,5	26,5		241	234	271
	releasable P incl. Al-P	mg/kg DW	311	119	95,5	43,9	30,5		286	292	376
	releasable P	%	20,7	18,4	15,4	15,6	24,1		20,1	18,0	11,8

SRP = soluble reactive phosphorus, NRP = non reactive phosphorus, TP = total phosphorus, Al = aluminium, Fe = iron, P = phosphorus

Table 7: Releasable phosphorus from Bergse Plassen sediments

		Loc. 6 Achterplas			Loc. 11 Achterplas			Loc. 17 Achterplas		
Releasable Phosphorus	g/m ²	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
Layer	pot. rel. P	4,33	4,31	7,72	4,41	3,72	3,25	2,65	2,96	7,07
	Pal (alkaline)	0,877	0,73	1,76	0,713	0,617	0,63	0,615	0,515	1,17
	sum	5,20	5,04	9,49	5,12	4,33	3,89	3,27	3,47	8,24
		Loc. 20 Voorplas			Loc. 24 Voorplas			Loc. 31 Voorplas		
Releasable Phosphorus	g/m ²	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
Layer	pot. rel. P	7,25	7,48	9,37	5,91	4,82		9,19	8,91	11,9
	Pal (alkaline)	1,83	1,66	3,01	0,998	0,728		1,70	2,20	4,64
	sum	9,08	9,15	12,4	6,90	5,54		10,9	11,1	16,5

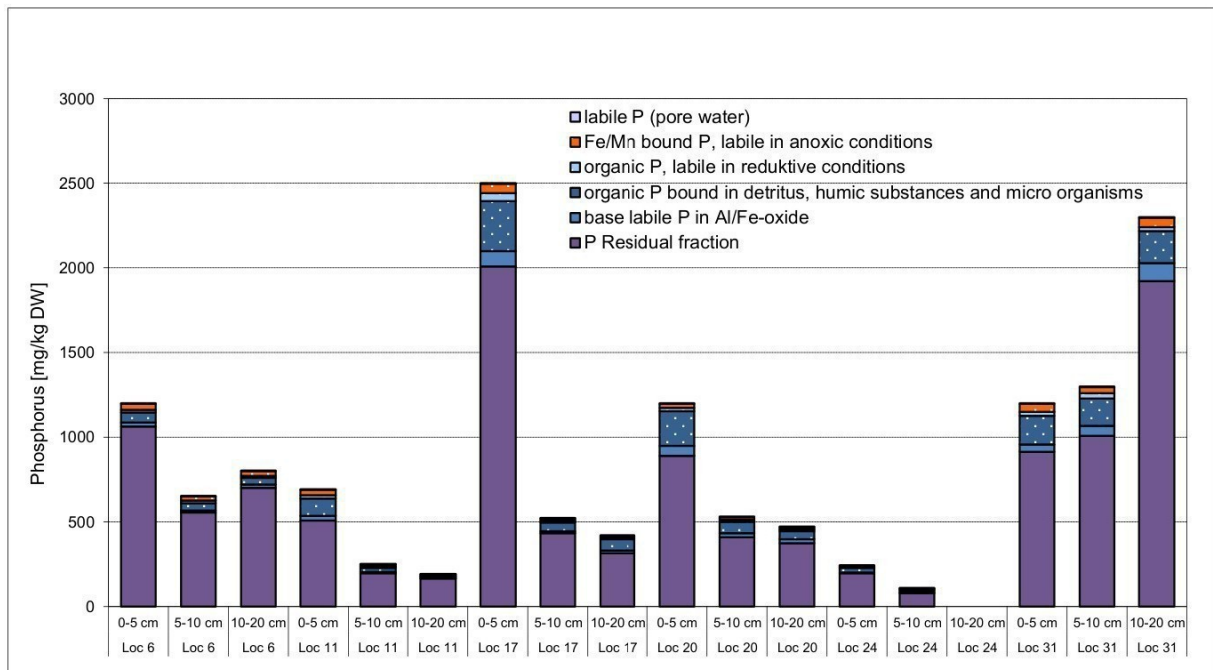


Figure 5: Phosphorus fractions in Bergse Plassen sediments (dotted part of the bar shows the potentially releasable fractions)

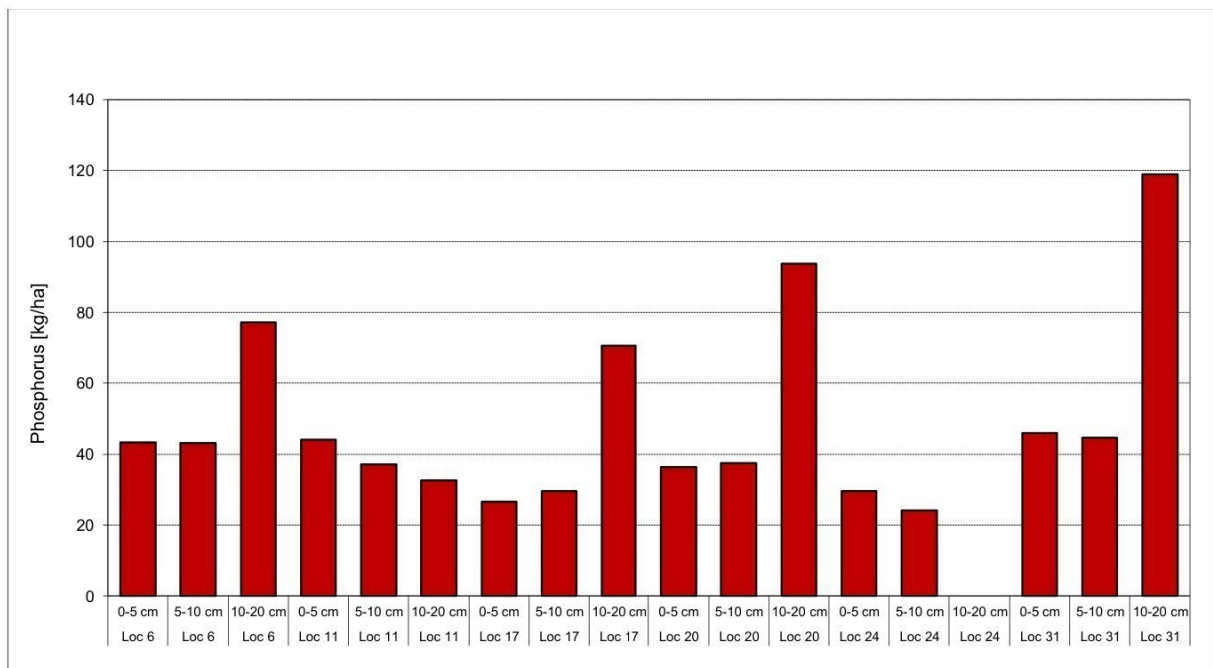


Figure 6: Releasable Phosphorus load (as kg P) from different depth of Bergse Plassen sediments considering 1 ha.

4. Comparison of the results of the current survey and the B-Ware survey

In this study, sediment samples were collected from six locations in the Bergse Achter- and Voorplas and analysed both for the general chemical characteristics as well as for the forms in which the phosphorus they contain is bound. It is also useful to compare the results of our study with those of the 2019 B-Ware study. The results of the two sediment analyses are compared with each other in Table 8.

Overall, the results of our study broadly align with the results of the B-Ware study for the Voorplas, however there are significant differences between the studies for the Achterplas. In this lake, we found concentrations of phosphorus and a range of other parameters that were significantly higher than those found by B-Ware. At the same time, we also measured substantially lower dry weights in the Achterplas than B-Ware and it is therefore possible that there has been an accumulation of organic substances in the upper sediment layers of this lake in recent years. Alternatively, it is also possible that there has been a movement of organic rich sediment from certain areas of the lake to others.

Table 8: Comparison of results from B-Ware (2019) and LSI (2023) analyses on Bergse Plassen sediments.

B-Ware					LSI				
Achterplas	Location	6	11	17	Achterplas	Location	6	11	17
					max. sed. Depth	cm	30	15-16	30
Core length	cm	3-13	2-12	18	Core length	cm	0-10	0-10	0-20
DW	%	70,2	76,3	34,8	DW	%	42,0	42,2	29,9
LOI 550°C	%	1,9	0,8	7,6	LOI 550°C	%	6,0	6,8	13,1
Aluminium	mg/kg DW	1798	1083	2012	Aluminium	mg/kg DW	7100	4250	9367
Calcium	mg/kg DW	37840	59840	51160	Calcium	mg/kg DW	73000	60500	63667
Iron	mg/kg DW	5079	3276	6832	Iron	mg/kg DW	6450	41300	13167
Manganese	mg/kg DW	248	116	363	Manganese	mg/kg DW	815	460	977
Total phosphorus	mg/kg DW	388	171	487	Total phosphorus	mg/kg DW	925	470	1147
Sulphur	mg/kg DW	2150	762	5056	Sulphur	mg/kg DW	7400	4150	13133
Voorplas	Location	20	24	31	Voorplas	Location	20	24	31
					max. sed. depth	cm	30	10	40
Core length	cm	0-10	0-10	0-30	Core length	cm	0-10	0-10	0-20
DW	%	30,2	67,8	20,4	DW	%	27,3	73,7	18,8
LOI 550°C	%	9	1,9	21,5	LOI 550°C	%	11,1	1,3	18,2
Aluminium	mg/kg DW	2589	1339	3505	Aluminium	mg/kg DW	9550	3500	13333
Calcium	mg/kg DW	98120	34240	151800	Calcium	mg/kg DW	50500	35500	176667
Iron	mg/kg DW	7168	2979	10808	Iron	mg/kg DW	8700	3550	10333
Manganese	mg/kg DW	583	143	990	Manganese	mg/kg DW	635	139	1267
Total phosphorus	mg/kg DW	713	174	1438	Total phosphorus	mg/kg DW	865	175	1600
Sulphur	mg/kg DW	6144	893	14144	Sulphur	mg/kg DW	7000	975	11667

5. Conclusions from the survey and P binder dosage calculations

Our analysis shows that the sediments of both lakes are likely to be an important nutrient source to the Bergse Plassen system, with a releasable P pool ranging from 3,27 to 11,1 g/m² in the top 10 cm sediment layer, much of which is iron bound and organic P.

The results of a radar sediment survey done by ATK B showed that the expected soil structure of silt on sand on peat/consolidated silt was not found everywhere in the lakes. The sand layer has probably become mixed with the underlying silt, creating a sediment layer of consolidated silt. In the areas where sand is mixed with silt, it therefore “cannot be ruled out that the sandy cover layer is less effective in limiting nutrient inputs to surface water” (ATKB 2019).

Although ATK B measured the average thickness of the sand layer as being 0.28 cm in the Voorplas and 0.27 cm in the Achterplas, a highly heterogeneous soil structure above the peat layer was noticeable (especially in the Achterplas) and the authors concluded that “it is not possible to determine accurately the thickness of the covering layer” due to the mixing of sand and silt layers (ATKB 2019). The sand capping of a large area of the Voorplas was undertaken in 2011, whereas the sand layer in Achterplas was applied in 2001. It is therefore likely that more mixing has occurred between the sand layers and the underlying organic rich silt layer in the Achterplas due to the fact that the sand was applied earlier. Also worthy of note is the fact that aluminium hydroxide was mixed with the sand when sand capping was undertaken at the Voorplas (Deltares 2022).

Furthermore, ATK B also noted that the mixing of the sand and silt layers was shown to be occurring over a large area of the lakes by both radar and monitoring data, suggesting that the capping layer may be less effective in capturing nutrients in the underlying silt layers (ATKB 2019). A study of the nutrient permeability of the sand layer in sediment cores performed by Deltares in 2022 showed that the 10-20 years old sand layer still forms a barrier for phosphorus between water column and the peat/silt. In general, only small differences were found between the 2022 results and previous results. Phosphorus concentrations in the sand layer treated with aluminium seem to have increased slightly over time, presumably due to further ageing of the aluminium hydroxides.

The results of our own survey of sediment collected from three locations in each lake, as well as the findings of ATK B described above, can be used to estimate the total pool of releasable phosphorus in the two lakes. In order to do this, assumptions need to be made in relation to the area of the lake for which each sediment sampling location can be considered to be representative. These assumptions are outlined below in Table 9. For example, we consider Location 24 which yielded sediment that was covered by a thin layer of silt or a consolidated sand/silt layer to be representative of approximately 30% of the total Bergse Plassen, while Location 31 covers only a small part of the Voorplas that was never dredged or capped with sand. This area represents about 10 % of the lake area (pers. comm. Jack Hemelraad). The remaining areas of the lake, represented by Locations 6, 11, 17 and 20, covered 60% of the total surface area of the lakes and the available P load for these areas was calculated by using the mean values for the four locations.

Table 9. Sediment sampling locations and estimated areas at Bergse Achter- and Voorplas

	Location	Layer	Percentage of the lake area (%)	Area (ha)
Achterplas	6	Sand, organic rich sediment layer	60	27
	11	Sand, organic rich sediment layer and clay	20	9
	17	organic rich sediment layer and clay	20	9
Voorplas	20	organic rich sediment layer and clay	60	36
	24	organic rich sediment layer and clay	30	18
	31	organic rich sediment layer	10	6

Overall, it can be said that the sediments of the Bergse Plassen contain a huge quantity of organic matter. Based on the assumptions outlined above in Table 9, we calculate that there is a total releasable P-load of 4.222 kg at Achterplas and 5.010 kg at Voorplas (Table 10).

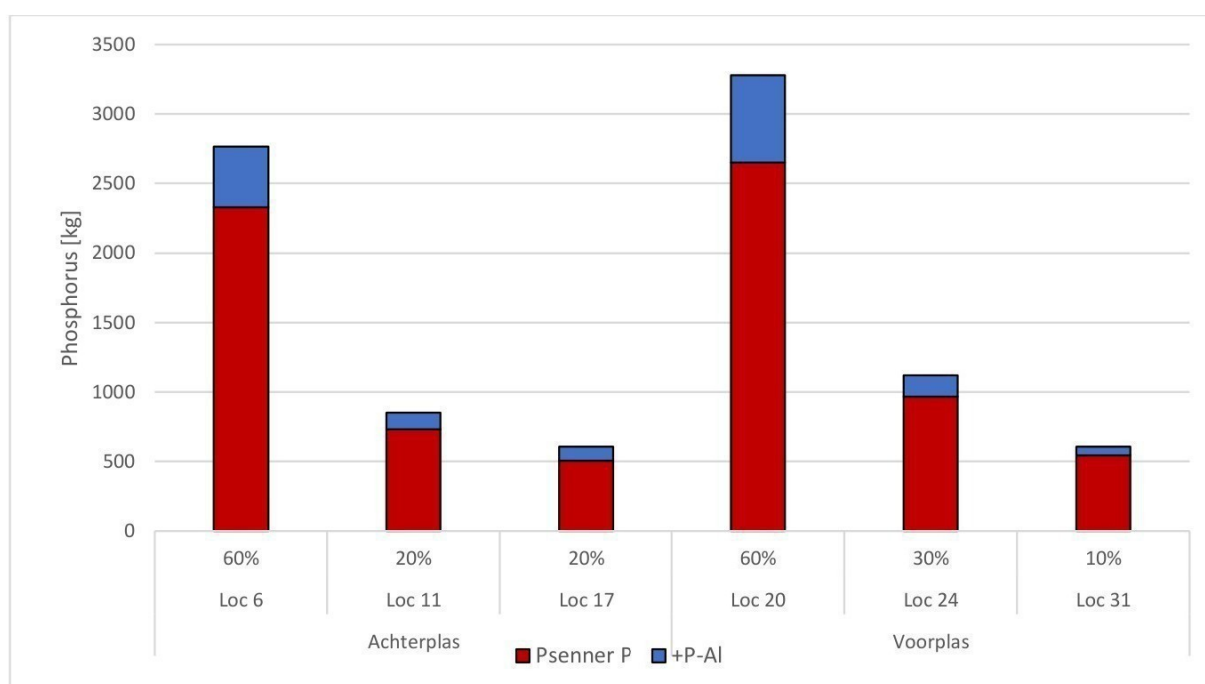


Figure 7: Releasable Phosphorus load (releasable and pH sensitive fractions as kg P) from the top 10 cm of Bergse Plassen sediments (considered area see Table 10).

Table 10. Sediment sampling locations and potential P release rates/loads at Bergse Achter- and Voorplas (considering the areas described above).

		Achterplas			Voorplas		
		Loc 6	Loc 11	Loc 17	Loc 20	Loc 24	Loc 31
		0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10
considered Area		60%			30%	10%	
Area	ha	57			28,5	9,5	
Psenner P	kg P/ha	86,3	81,2	56,1	73,7	53,6	90,5
+P-AI	kg P/ha	16,1	13,3	11,3	17,5	8,6	11,0
Sum	kg P/ha	102,4	94,5	67,4	91,1	62,2	101,4
Psenner P	kg P total	4237			1528	859	
+P-AI	kg P total	828			246	104	
Sum	kg P total	5065			1774	964	

The results of our study show that the pool of potentially releasable phosphorus in the Bergse Plassen as determined by a Psenner fractionation is higher than the pool of extractable phosphorus calculated from the porewater as determined by B-Ware. Generally, porewater

acts as a transmitter of nutrients between sediments and the water column however nutrient concentrations in pore water will vary according to the conditions in the sediments. These can differ over the course of a year according to variations in conditions such as temperature and oxygen concentrations. Due to the size and complexity of the Bergse Plassen system and the importance of making an accurate determination of releasable P pools (so that appropriate restoration measures can be planned and implemented), we would therefore recommend that, ideally, a new sediment survey be undertaken in Bergse Plassen during winter 2023-24. This would potentially involve the collection of samples from the same locations as surveyed by B-Ware in 2019 and the analysis of these samples according to the Psenner method. An alternative approach could be to increase the dosage to compensate for uncertainties.

6. Appendix

Phoslock dose calculations

The nutrient concentrations in Bergse Plassen should be reduced in order to improve water quality. The sediment is enriched with potentially releasable P and it is likely that this P pool plays a critical role in the lake's poor water quality. Thus, the application of a P binder such as Phoslock to the lake would help to reduce the sediment P release thereby mitigating against the risk of further blooms of blue green algae.

Recommended Phoslock Dose

A Phoslock dose to the Bergse Plassen should ideally target the top 10 cm sediment layer (as was the case in the Kralingse Plas) due to the silty/sandy characteristics and organic content of the sediments in these lakes and the likelihood that the both lakes contains bottom dwelling fish which stir up and resuspend sediments.

As Phoslock binds Phosphorus at a ratio of 100:1, an application of 780 tonnes of Phoslock is required to bind this quantity of “excess phosphorus”. Details of these dosage calculations are shown below in Table 11.

Table 11: Phoslock dose calculation.

	Bergse Plassen (95 ha)
Sediment Phosphorus-Pool	7.803 kg (top 10 cm sediment)
Total Phoslock dose	780 tonnes

A comprehensive water system analysis was performed in 2019 to analyse the phosphorus load into Bergse Plassen. These results as well as an updated estimation of the external nutrient loads should be used to calculate an additional dose for the water column.

Finally, we recommend that further monitoring be undertaken on the lake to confirm the effectiveness of the applied measures and determine whether or not further smaller “top-up” applications may be required in the future.

7. References

ATKB 2019: Geofysisch waterbodemonderzoek Bergse Plassen. Rapportnummer: 20190618/Rap01

B-Ware 2019: Waterbodemonderzoek Bergse plassen. Concept. Rapportnummer: PR-19.158.19.92

Deltares 2022: De Bodem Bedekt Revisited. Langetermijneffecten van het afdekken van de waterbodem in de Bergse Plassen met zand en aluminiumhydroxide

8. Attachment

Sand and silt thickness layers at Achterplas and Voorplas determined by ATKB in 2019

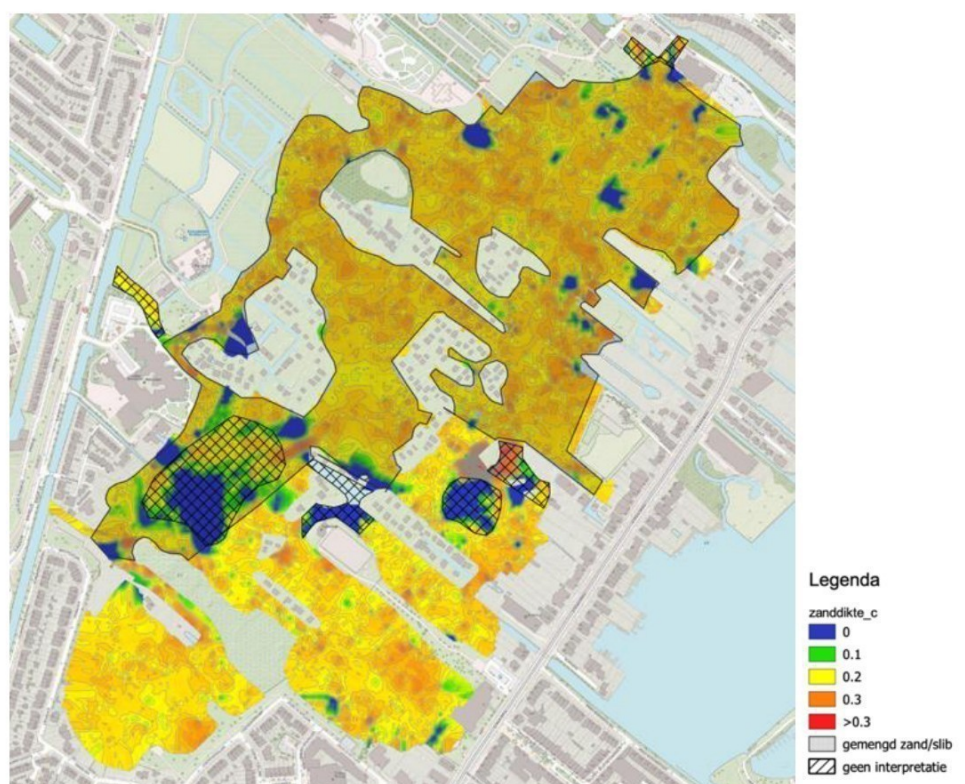
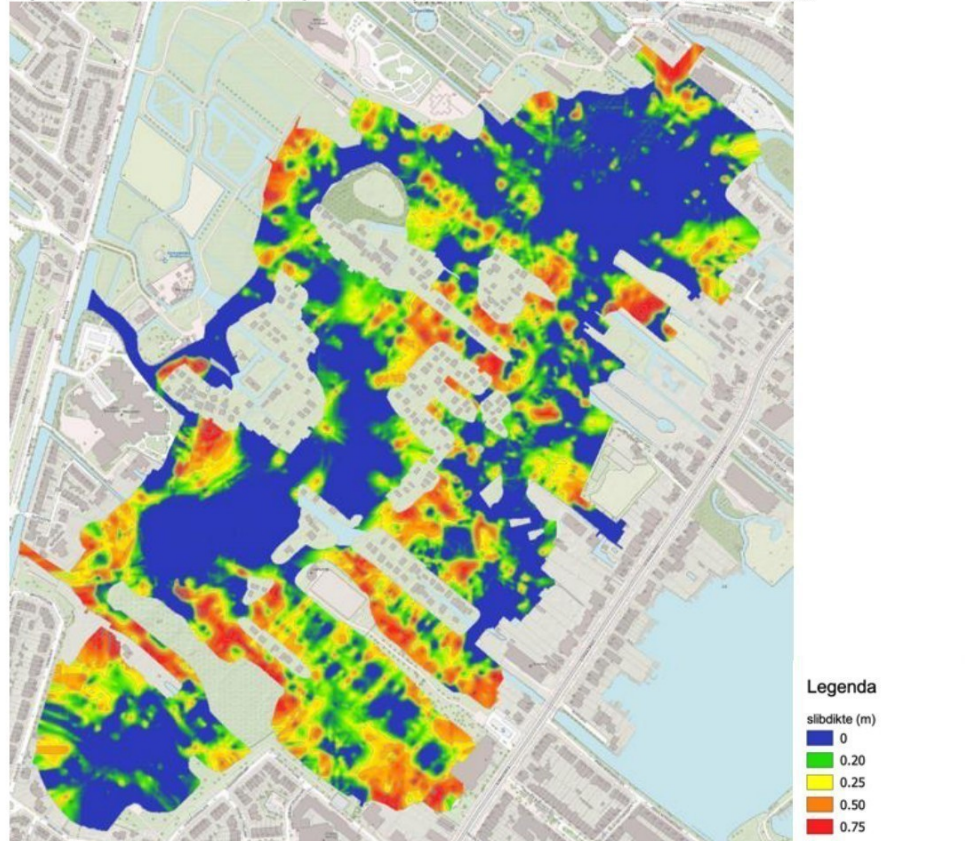


Figure 4. Radar scan of Bergse Achterplas sediment sand layer (ATKB 2019)



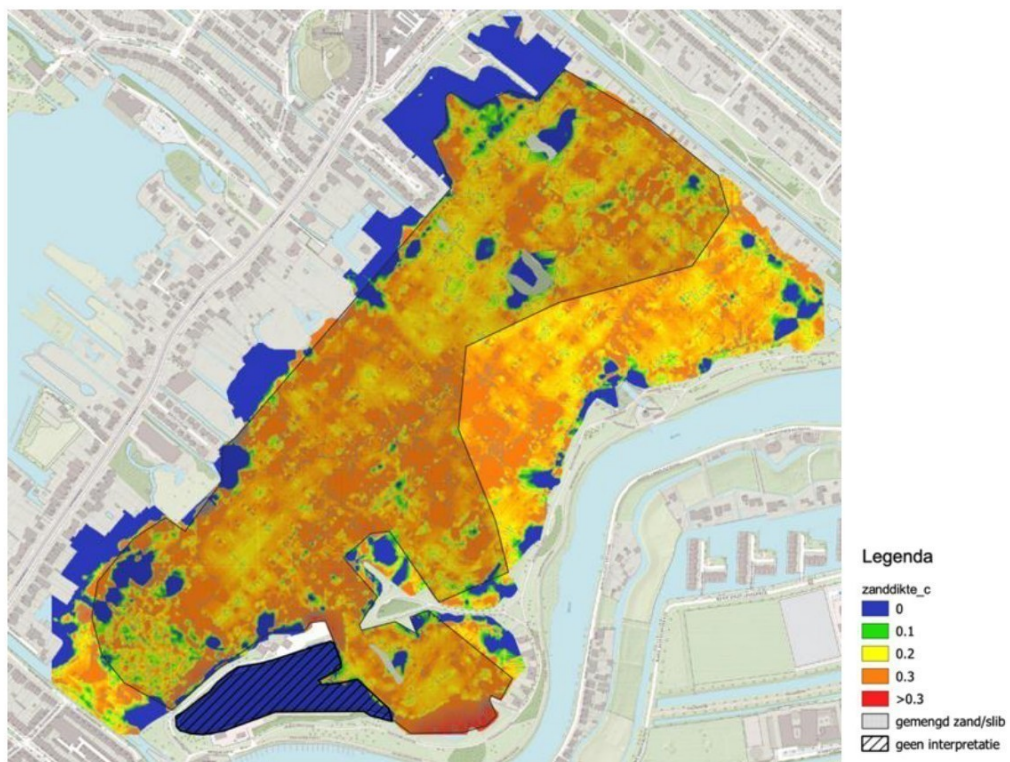
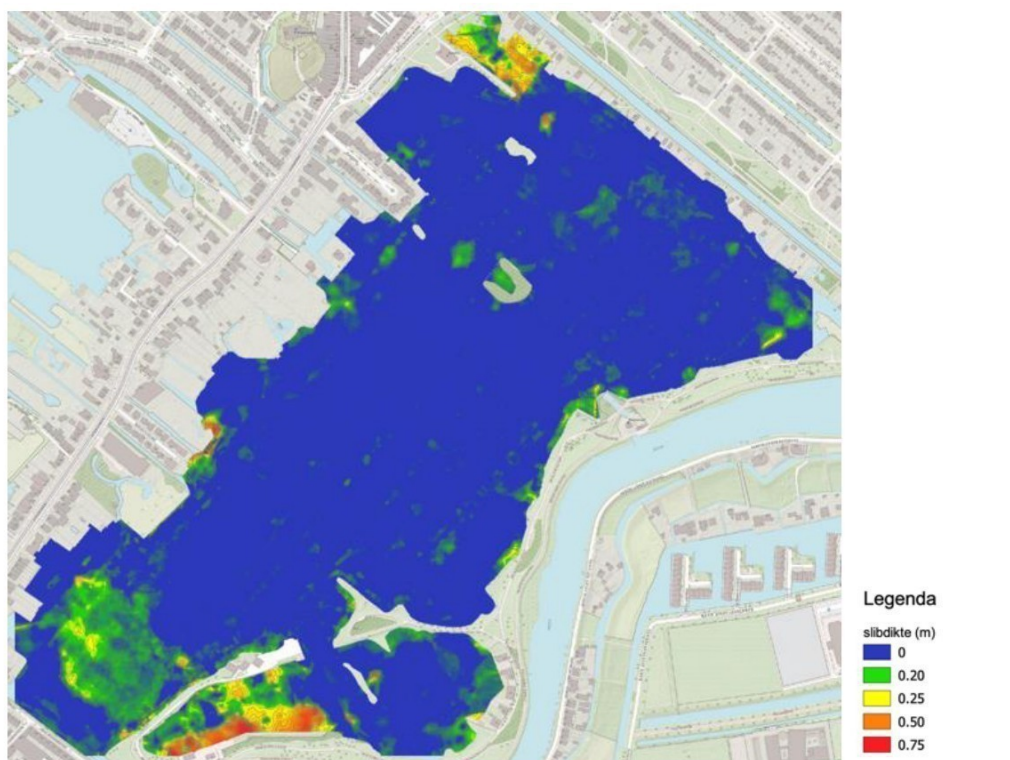


Figure 5. Radar scan of Bergse Voorplas sediment sand layer (ATKB 2019)



PHOSLOCK® TOXICITY EVALUATION

Kralingse Plas

-Final version-

Titel/Title: Phoslock® Toxicity Evaluation, Kralingse Plas

Status: Eindversie/Final version

Auteurs/Authors:

 Limnological Solutions)

 mnological Solutions)

 Onderzoekcentrum B-WARE)

 (Onderzoekcentrum B-WARE)

Projectnummer/Project number: PR19-191A

Rapportnummer/Report number: RP-19.191A.20.104

Opdrachtgever/Client:

Gemeente Rotterdam

Informatie/Information:

Onderzoekcentrum B-WARE BV

Radboud Universiteit Nijmegen

Mercator III, Toernooiveld 1

6525 ED Nijmegen, NL

Limnological Solutions International Pty Ltd (LSI)

Contact B-WARE Research Centre:



Contact LSI:



www.limnological-solutions.com

Summary

Phoslock®

In many freshwater lakes, eutrophication is an ongoing process. To reduce the availability of excess phosphorus (P) in the water column and restore water quality in such lakes, *geo-engineering* tools, such as Phoslock®, have been developed. Its development, appropriate use, and exact dose calculation are all based on solid scientific principles. Phoslock® contains 95 % bentonite clay and 5 % lanthanum. Lanthanum (La) is a naturally occurring element, also present in small quantities in European lake sediments. In Phoslock®, La is strongly associated with the bentonite clay but retains its capacity to bind phosphate. Once Phoslock® is applied to freshwaters, it disperses into small particles, binds P to form insoluble lanthanum-phosphate, and settles quickly on the lake bottom. It is not released as soluble La into the water.

The safe use of Phoslock® is related to its active ingredient (La) and also to physical effects caused by a temporary increase in turbidity in the water during application. In this review, the evaluation of risks associated with the use of Phoslock® is therefore based on the (ecotoxicological) assessment of exposed organisms of the aquatic environment and exposed terrestrial mammals including humans.

Ecotoxicological laboratory studies with aquatic organisms have been conducted with Phoslock® and soluble La-salts (e.g. LaCl_3). As soluble La-salts have different chemical properties to Phoslock®, ecotoxicological studies done with La-salts are not comparable to Phoslock® applications and, therefore, not suitable for the assessment of Phoslock® toxicity. Furthermore, these studies are often conducted under non-realistic conditions (such as the use of phosphate-free medium). Consequently, only ecotoxicological assays conducted with Phoslock® form the basis of this review.

Toxicity and biodiversity effects

During a Phoslock® application, the amount of suspended solids will increase in the short term. This temporary increase might have a short-term impact on organisms. Once Phoslock® is applied, however, it will quickly settle to the lake sediment, most of it within one day. Any potential undesired side effects can easily be prevented by dividing the application over several days.

Once Phoslock® is applied it will strongly and irreversibly bind P, hence, there will be less P available for phytoplankton and cyanobacterial growth. Thus, any observed adverse effect on algal growth is expected to occur due to phosphate limitation rather than to direct toxic effects. Phytoplankton surveys after whole lake applications of Phoslock® have shown that there are no non-target impacts on phytoplankton due to the treatment.

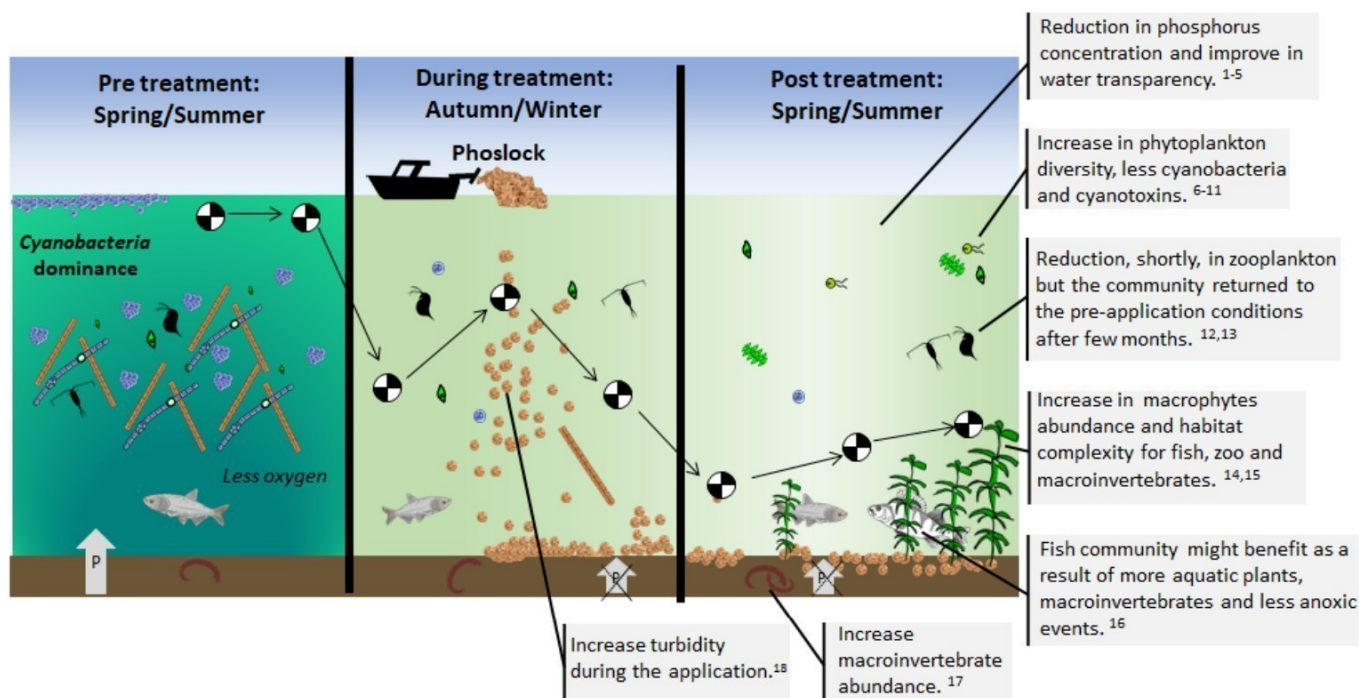
The expected shift after treatment towards more mesotrophic conditions, with less algal biomass, involves an increase in the algal biodiversity: less cyanobacteria and higher diversity of green algae and diatoms. This desired post-treatment effect is commonly observed after a strong P reduction. Changes in the trophic state of a lake will also affect other communities in the food chain.

For instance, one of the consequences of less phytoplankton is an increase in water transparency, which will positively affect macrophytes. Many field studies indeed show an increase in water transparency, followed by an increase in macrophytes after Phoslock® treatment (see figure below). A thin layer of Phoslock® on top of leaves after an application could have a potential impact on some macrophytes, however this is highly unlikely in the natural environment, where wind and waves will remove any Phoslock® from the leaves. Field studies have shown increased macrophyte coverage, accompanied by an increase in species number and colonization depths after Phoslock® treatment.

Toxicity studies undertaken on zooplankton (e.g., *Daphnia*) have shown that Phoslock® has no toxic effect when used at recommended dosages and under realistic conditions. The results also show a wide margin of safety, related to field dosages. Overall, field studies in which zooplankton surveys have been undertaken show a normal development of the zooplankton community after the application of Phoslock® (see figure below).

Likewise for tested macroinvertebrate species (e.g., amphipods and midge larvae) in toxicity studies, the application of realistic Phoslock® doses show a wide safety margin. Even at high test concentrations, no significant impacts have been observed in any of the tested species. This ensures that a considerable safety margin is maintained when Phoslock® is applied at the recommended dose rates.

Several studies have been conducted to investigate the impact of Phoslock® on community development of benthic macroinvertebrates. Some studies found no differences in macroinvertebrate communities between pre- and post-treatment. Other studies found a (short-term) effect on some macroinvertebrate groups. Changes in the macroinvertebrate community, however, can be attributed to the change in trophic state of the lake, as increased macrophyte abundance leads to increased habitat complexity, promoting macrofauna.



See Figure 4, page 23: from left to right (a) untreated system with cyanobacterial bloom in spring/summer (b) system undergoing Phoslock® treatment in autumn/winter and (c) treated system in following spring/summer.

The toxicity studies conducted on fish also show a wide margin of safety (at realistic Phoslock® doses) in the case of sentinel fish species. Based on these data, no risks to fish are expected with applications of Phoslock® at standard dose rates. The reported and expected changes in increased macrophyte coverage in the field and subsequent macroinvertebrate diversity can positively influence the fish stock, due to increased diversity in food sources, refuges and visibility.

For water-birds, exposure to Phoslock® is likely to be restricted to the consumption of, for example, macrophytes, invertebrates and fish. However, as shown in studies with humans and other mammals, it is most likely that the amount of La adsorbed by waterbirds will be very low as most of the ingested La will be excreted with the faeces. For this reason, it seems unlikely that waterbirds will suffer any toxicity caused by Phoslock® and no adverse effects on the resident avian fauna has been observed during the numerous field applications.

Pets such as cats and dogs could be exposed to Phoslock® treated water by swimming in or drinking treated water. Any risk from this exposure is evaluated from a range of data available for veterinary drugs and food additives using lanthanum carbonate. Based upon the daily oral intake concentrations of La in pet food and drugs and the peak concentrations of TLa after Phoslock® treatment, even the consumption of lake water directly after the application would not pose a risk to animal health.

Humans may be exposed to Phoslock® during recreational activities via dermal contact and oral uptake by swallowing water or by consuming fish from treated water bodies. A huge amount of data is available from mammalian toxicity studies with Phoslock® and long term clinical studies with lanthanum carbonate, an FDA approved drug ingredient that is dosed up to 3 g La/day over many years. These data show a wide margin of safety associated with Phoslock® applications at predicted dosages and environmentally relevant concentrations. Ingestion of Phoslock® treated water even directly after an application would not pose any risk to human health.

Conclusion

In summary, testresults from acute and chronic toxicity studies support the conclusion that the use of Phoslock® is safe for the aquatic environment. The low ecotoxicological profile of Phoslock® is further confirmed through several field studies in which extensive post-treatment monitoring programs have been conducted following whole lake applications. Ecosystem changes are to be expected as Phoslock® will minimize cyanobacterial (blue-green algae) nuisance by reducing the P bioavailability. In doing so, however, the base of the food chain is altered towards a more desirable (less nutrient rich) ecosystem. The use of Phoslock® as a tool for reducing eutrophication thus improves the trophic state of a waterbody, and thereby inducing a biological recovery process in formerly impaired aquatic systems.

Expected changes in the Kralingse Plas

For Kralingse Plas the calculated maximum dose of Phoslock® is within the range already applied in other systems. The application is recommended to be undertaken over several weeks, targeting different locations each day and the maximum total-La (TLa) concentration measured in the water column is expected to be similar to what has been measured in other aquatic systems (0.026 to 2.3 mg TLa/L). Based on the scientific literature discussed in this report and the Phoslock® dose calculated for Kralingse plas, a Phoslock® application to Kralingse Plas is not expected to result in any toxic effects in the aquatic organisms, nor any adverse effect on birds, pets and humans.

Samenvatting

Phoslock®

In veel zoetwatermeren is eutrofiëring (vermesting) gaande. Om de beschikbaarheid van een overmaat aan fosfor (P) in het oppervlaktewater van dergelijke meren te verminderen en de waterkwaliteit te herstellen, zijn er zogenoemde *geo-engineeringtools* ontwikkeld. Eén van deze gereedschappen is het toedienen van het product Phoslock®, waarmee de nalevering van P naar de waterlaag kan worden verminderd. De ontwikkeling van Phoslock®, het juiste gebruik ervan en de dosering zijn allemaal gebaseerd op gedegen wetenschappelijke uitgangspunten. Phoslock® bevat 95% bentonietklei en 5% lanthaan. Lanthaan (La) is een van nature voorkomend element, dat in kleine hoeveelheden aanwezig is in sedimenten van Europese wateren. In Phoslock® is La sterk gebonden aan de bentonietklei, waarbij het tevens zijn capaciteit behoudt om fosfaat te binden. Zodra Phoslock® wordt toegepast in zoet water, verspreidt het zich als kleine deeltjes, bindt het P tot het onoplosbare lanthaan-fosfaat, waarna het snel bezinkt op de bodem. Lanthaan komt bij het toedienen van Phoslock® niet als oplosbaar La in het water vrij.

De veiligheidsaspecten van Phoslock® hebben te maken met het actieve ingrediënt (La) en ook met de fysieke effecten. Fysieke effecten worden veroorzaakt door een tijdelijke toename van de troebelheid van het water tijdens de toediening. In dit literatuuroverzicht is de evaluatie van het veilige gebruik van Phoslock® dan ook gebaseerd op de (ecotoxicologische) beoordeling van blootgestelde organismen in het aquatische ecosysteem en de blootstelling aan dieren op het land inclusief de mens.

De effecten van La op aquatische organismen zijn getest in ecotoxicologische studies uitgevoerd met Phoslock® en oplosbare La-zouten (bv. LaCl_3). Aangezien oplosbare La-zouten andere chemische eigenschappen hebben dan Phoslock®, zijn studies uitgevoerd met deze La-zouten niet vergelijkbaar met Phoslock® toepassingen. Tevens zijn deze studies vaak uitgevoerd onder niet-representatieve omstandigheden (zoals het gebruik van fosfaatvrij medium). Resultaten uit dergelijke onderzoeken zijn daarom niet geschikt om de toxiciteit van Phoslock® te beoordelen. Alleen ecotoxicologische testen uitgevoerd met Phoslock® vormen daarom de basis van dit literatuuroverzicht.

Toxiciteit en biodiversiteitseffecten

Tijdens een toepassing van Phoslock® zal de hoeveelheid zwevende deeltjes korte tijd toenemen. Deze tijdelijke toename kan een korte-termijn-impact hebben op organismen. Wanneer Phoslock® eenmaal is toegediend, zal het snel bezinken op de bodem van het meer, waarbij het merendeel binnen één dag bezinkt. Mogelijke ongewenste neveneffecten kunnen gemakkelijk voorkomen worden door de toediening te verspreiden over meerdere dagen.

Wanneer Phoslock® is toegepast zal het sterk en onomkeerbaar P binden, waardoor er minder P beschikbaar zal zijn voor de groei van (blauw)algen. Waargenomen negatieve effecten op de algengroei na toediening zullen dus eerder het gevolg zijn van de beperking van fosfaat dan van directe toxische effecten. Onderzoeken aan algen na toepassing van Phoslock® in hele meren tonen aan dat er als gevolg van de behandeling geen onbedoelde effecten op de algen zijn.

De verwachte verschuiving na de behandeling van voedselrijke naar meer mesotrofe omstandigheden, met minder algenbiomassa, zal leiden tot een toename in algendiversiteit: minder cyanobacteriën (blauwalg) en een grotere diversiteit aan groene algen en diatomeeën. Dit gewenste effect wordt in het algemeen waargenomen na een sterke P-afname. Veranderingen in de voedselrijkdom van een meer zullen ook invloed hebben op andere gemeenschappen hoger in de voedselketen.

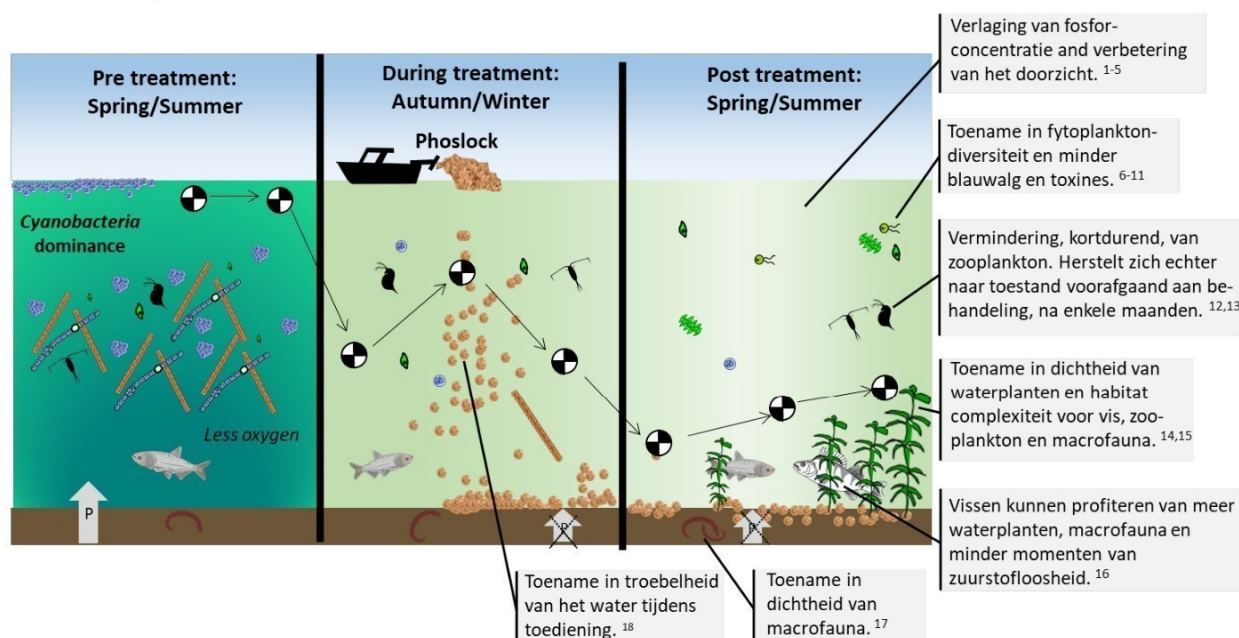
Een van de gevolgen van minder fytoplankton is bijvoorbeeld een toename van het doorzicht in het water, wat een positief effect zal hebben op de waterplanten. Uit vele veldstudies blijkt inderdaad dat na een behandeling met Phoslock® het doorzicht toeneemt, gevolgd door een toename van de waterplanten (zie figuur hieronder). Het bezinken van Phoslock® op bladeren zou sommige waterplanten enigszins negatief kunnen beïnvloeden, hoewel dit zeer onwaarschijnlijk is in een natuurlijk systeem, waar wind en golven de Phoslock® van de bladeren zullen afspoelen. Studies in het veld laten dan ook

zien dat er na de Phoslock® behandeling sprake is van een verhoogde bedekking met waterplanten, die gepaard gaat met een toename van het aantal soorten en de kolonisatiediepte.

Toxiciteitsstudies met zoöplankton (zoals *Daphnia*) tonen aan dat met aanbevolen doseringen en onder realistische omstandigheden Phoslock® geen toxische effecten veroorzaakt. De resultaten laten ook een (zeer) ruime veiligheidsmarge zien voor in het veld toegepaste doseringen. Over het algemeen bleek in veldstudies waarin zoöplankton werd onderzocht, dat na de toepassing van Phoslock® de zoöplanktongemeenschap zich normaal ontwikkelde (zie figuur hieronder).

Ook voor de in toxiciteitsstudies geteste macrofauna (zoals vlokreeften en muggenlarven) is er bij de toepassing van realistische Phoslock®-dosering sprake van een ruime veiligheidsmarge. Zelfs bij hoge testconcentraties werden geen significante effecten waargenomen bij de geteste soorten.

Verschillende studies zijn uitgevoerd om de impact van Phoslock® op de ontwikkeling van bentische macrofauna in de gemeenschap te onderzoeken. Sommige studies vonden geen verschillen in macrofauna-gemeenschappen voor en na de behandeling. Andere studies vonden een (korte termijn-) effect op sommige groepen. Veranderingen in de macrofaunagemeenschap kunnen worden toegeschreven aan de verandering van de voedselrijkdom van het meer, aangezien een toename aan waterplanten leidt tot een toename van de complexiteit van de habitat. Dit zal ook leiden tot een meer diverse macrofaunagemeenschap.



Zie Figuur 4, pagina 23: van links naar rechts (a) onbehandeld systeem met blauwalgenbloei in lente/zomer (b) systeem ondergaat Phoslock® behandeling in herfst/winter en (c) behandeld systeem in opvolgende lente/zomer.

De toxiciteitsstudies uitgevoerd met vissen laten eveneens een ruime veiligheidsmarge zien voor realistische Phoslock® doseringen. Op basis van deze studies worden geen risico's voor vissen verwacht bij toepassing van Phoslock® met standaard doseringen. De gerapporteerde en verwachte veranderingen in een toenemende bedekking aan waterplanten in het veld en de daaropvolgende macrofauna diversiteit kunnen een positieve invloed hebben op het visbestand. Er zal dan namelijk ook meer diversiteit zijn in voedselbronnen, schuilplaatsen en een beter doorzicht van het water.

Voor watervogels is de blootstelling aan Phoslock® waarschijnlijk beperkt tot de consumptie van o.a. waterplanten, ongewervelden en vissen. Echter, zoals aangetoond in studies met mensen en andere zoogdieren, is het zeer waarschijnlijk dat de hoeveelheid geabsorbeerd La door watervogels zeer laag zal zijn, aangezien het meeste ingenomen La met de uitwerpselen zal worden uitgescheiden. Om deze reden lijkt het onwaarschijnlijk dat watervogels toxische effecten zullen ondervinden van Phoslock®. Ook zijn er geen nadelige effecten op de aanwezige vogelfauna waargenomen tijdens de vele veldtoepassingen.

Huisdieren zoals katten en honden kunnen in aanraking komen met water behandeld met Phoslock® door erin te zwemmen of ervan te drinken. De risico's van deze blootstelling is geëvalueerd aan de hand van gegevens die beschikbaar zijn voor diergeneesmiddelen en voedseladditieven die gebruik maken van lanthaancarbonaat. Op basis van de dagelijkse orale inname van La in diervoeding en geneesmiddelen en de piekconcentraties van totaal-La (TLa) in water na Phoslock® behandeling, zou zelfs de consumptie van water direct na Phoslock® toediening geen risico vormen voor de gezondheid van de dieren.

Mensen kunnen blootgesteld worden aan Phoslock® tijdens recreatie in het water via huidcontact en orale opname door water in te slikken, of door het eten van vis uit behandelde wateren. Er is een enorme hoeveelheid gegevens beschikbaar uit toxiciteitsstudies met zoogdieren en Phoslock®, en klinische studies uitgevoerd met lanthaancarbonaat, een medicijn ingrediënt, gedoseerd tot 3 g/dag elementair La over vele jaren. Deze gegevens laten een brede veiligheidsmarge zien ten aanzien van Phoslock® toepassingen bij normaal gebruik en dosering, en milieurelevante condities. Inname van met Phoslock® behandeld water, zelfs direct na toediening, zal geen risico vormen voor de menselijke gezondheid.

Conclusie

Testresultaten uit acute en chronische toxiciteitsstudies ondersteunen de conclusie dat het gebruik van Phoslock® veilig is voor het aquatische milieu. Het lage ecotoxicologische profiel van Phoslock® wordt verder bevestigd door verschillende veldstudies waarbij een uitgebreid monitoringsprogramma werd uitgevoerd nadat het gehele watersysteem was behandeld. Omdat Phoslock® gericht is op het verminderen van de P-beschikbaarheid om blauwalgoverlast te minimaliseren, zijn veranderingen in het ecosysteem te verwachten. Hierdoor wordt de basis van de voedselketen veranderd naar een meer gewenst (minder nutriëntenrijk) ecosysteem. Het gebruik van Phoslock® als instrument voor het sterk verminderen van eutrofiëring verbetert dus de trofische toestand van een waterlichaam en brengt op deze manier een biologisch herstelproces op gang, van voorheen verstoorde aquatische systemen.

Te verwachte veranderingen in de Kralingse plas

Voor de Kralingse Plas ligt de berekende maximale Phoslock® dosis binnen de range van doseringen die reeds in andere systemen zijn toegepast. Het wordt aanbevolen om de toediening te verdelen over meerdere weken, gericht op verschillende locaties per dag, zodat de maximale gemeten TLa concentratie in het water naar verwachting vergelijkbaar zal zijn met wat is gemeten in andere aquatische systemen (0,026 tot 2,3 mg TLa/L). Op basis van de wetenschappelijke literatuur, besproken in dit rapport, en de Phoslock® dosis berekend voor de Kralingse Plas, worden er geen toxische effecten verwacht op de aanwezige aquatische organismen als gevolg van een Phoslock® toediening, noch enig nadelig effect op vogels, huisdieren en mensen.

Table of content

1. Introduction	1
1.1. Phoslock® and its working mechanism	1
1.2. What is lanthanum?.....	2
1.3. Toxicology - Definition of terminology	2
2. Toxicological assessment of Phoslock®	4
2.1. Ecotoxicological assessment - Aquatic biota.....	4
2.2. Exposure scenario - Waterbirds and terrestrial mammals (particularly pets).....	16
2.3. Toxicological assessment - Human exposure to Phoslock® treated water	17
3. Reality check	19
3.1. Kralingse Plas.....	19
3.2. Biological changes	20
3.3. Deferred eutrophication management.....	23
4. Conclusion	25
5. References.....	26
Appendix.....	32

1. Introduction

Phoslock® was developed in the nineties after rigorous scientific research undertaken by the Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) in order to remove phosphorus (P) from water bodies and restore water quality in aquatic systems suffering from eutrophication (Mucci et al., 2002). Until 2003 Phoslock® was produced as a pre-commercial slurry formulation. A granular prototype of Phoslock® was developed in 2004 (Mucci et al., 2003; Mucci et al., 2004) while the current commercial form of the product has been produced since the end of 2006. To assess and manage any possible adverse side effects on the environment and to humans of this phosphorus remediation technique, it is crucial to understand the hazards and risks associated with its use. This report aims to outline existing information on the product and assess any risks it may pose to the aquatic environment and humans.

1.1. Phoslock® and its working mechanism

Phoslock® is a patented phosphorus locking technology containing 95% bentonite clay and 5% lanthanum (La) (Fig. 1). During the manufacturing process of Phoslock®, lanthanum cations are embedded inside the mineral layers of the bentonite clay, becoming the active ingredient. Due to the charge imbalance on the surface of the clay mineral layers, the embedded lanthanum is strongly associated with the bentonite clay and, at the same time, retains its capacity to bind phosphate (Fig. 2). Lanthanum is not released as soluble lanthanum into the water when Phoslock® is applied in aquatic environments. The lanthanum will either react with phosphate or other oxyanions (e.g. carbonate) in the water body, or it will remain associated with the clay structure under a wide range of environmental conditions (Mucci et al., 2000; Mucci et al., 2015, 2016; Mucci et al., 2017). Lanthanum reacts preferentially with phosphate due to the strong affinity of lanthanum with phosphate.



Figure 1. On the left, a picture of Phoslock® as a dry material and on the right Phoslock® being mixed with lake water and applied on the surface of Lake de Kuil (the Netherlands).

Once in contact with phosphate, the La in Phoslock® will chemically inactivate P through precipitation (Fig. 2). Furthermore, it will form a mineral of low solubility called rhabdophane ($\text{LaPO}_4 \cdot n \text{H}_2\text{O}$, $n \leq 3$) (Mucci et al., 2000; Mucci et al., 1999), which over time will be transformed to monazite (LaPO_4), a mineral with even lower solubility (Mucci et al., 2015). Phoslock® can bind phosphate under almost all redox conditions (e.g. Mucci et al., 2012; Mucci et al., 2018; Mucci et al., 2016; Mucci et al., 2016), in saline waters (Mucci et al., 2020), under a wide pH range (6 to 9) (Mucci et al., 2018; Li et al., 2019), and in the presence of high concentrations of humic substances (Mucci et al., 2016a; Li et al., 2020).

Once Phoslock® binds phosphate, the bound phosphate will not be released with redox changes, nor under natural variation in pH. Phosphate also remains bound during resuspension events (Mucci et al., 2019; Mucci et al., 2016; Mucci et al., 2018). Theoretically, La-bound P will only be desorbed if pH drops below 4 or increases above 12 (Fig. 3A-Appendix). The P precipitated with Phoslock® will also not

be released in the presence of high amounts of DOC (Li et al., 2020). Therefore, phosphate bound to lanthanum in Phoslock® should be considered permanently unavailable for uptake by the aquatic organisms.

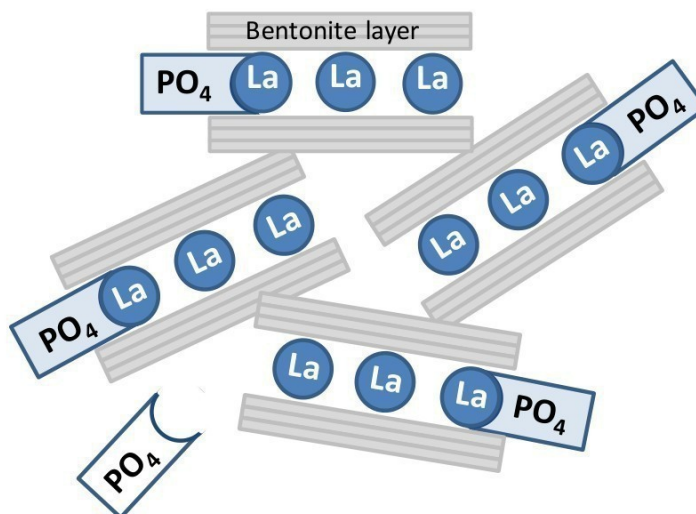


Figure 2. Scheme illustrating how the lanthanum embedded in the bentonite precipitated PO_4 without being washed out from the clay (Li et al., 2020).

1.2. What is lanthanum?

Lanthanum (La) is a naturally occurring element, classed in a group of elements commonly known as the rare earth elements (REEs). In the periodic table of elements, the REEs form a coherent chemical series from the atomic number 57 to 71 and include the elements yttrium (Y) and scandium (Sc). Despite the name, many REEs are more common than, for example, tin, copper and silver (Li et al., 2016). In the earth's upper crust, lanthanum is present at a concentration of about 30 ppm and is most commonly found in minerals such as bastnäsite and monazite (BGS, 2011). In its pure form, lanthanum is a rather soft, silvery-white metal, which tarnishes rapidly in air. The chemistry of La is primarily based on the formation of the +3 oxidation state. La forms soluble salts with chloride, nitrate and sulphate anions, whereas lanthanum carbonate, -phosphate and -oxide are highly insoluble compounds. La is also found in aquatic systems where Phoslock® has not been applied; for instance background concentrations between 8 ng/L and 8.7 $\mu\text{g/L}$ were reported from 18 groundwater and two surface water stations in the Netherlands and the reported background concentrations of lanthanum in European lake sediments range from 8 to 34 mg/kg dry weight (Li et al., 2005; Li et al., 2012; Li et al., 2015; Li et al., 2016).

1.3. Toxicology - Definition of terminology

Phoslock® is introduced into the environment as a geo-engineering tool, therefore it is essential to assess the potential risks associated with its use. Its development, appropriate use, and exact dose calculation are all based on solid scientific principles. Thus, any assessment of product safety should be described using the basic concepts of toxicological science. Before discussing the hazards and risks associated with the use of Phoslock®, the main terms commonly adopted in toxicology and used within this document will be introduced briefly:

Hazard and Risk

Hazard is defined as the inherent property of a substance to cause adverse effects under the conditions of exposure. In contrast, risk is the probability of occurrence of an adverse effect resulting from a given exposure to the substance.

Toxicological science

Toxicology is the study of how chemicals interfere with the normal function of a biological system. Accordingly, the sciences concerned with the effects of substances on ecological systems or aquatic systems are referred to as *ecotoxicology* and *aquatic toxicology*, respectively (Brett et al., 2005; Forbes 2014).

Dose descriptors

The key principles in toxicology are exposure, dose, and dose-response relationships. In general, a toxicological assessment of adverse effects is based on defined dose descriptors, which are determined in specific acute and chronic toxicity studies with various sentinel organisms. During these tests, the exposure effects of a given substance on the test organisms, such as death, impaired swimming ability, failure of eggs to hatch or the ability to reproduce are noted and the values for the dose descriptors are statistically derived from the test data. Commonly the following dose descriptors are used:

- LC50 dose (median lethal concentration, 50% of the test organisms die, endpoint death),
- EC50 dose (median effective concentration, 50% of the test organisms show an effect, effect endpoints vary e.g., immobilization, reduction of growth parameters),
- NOEC/NOAEL (no observed effect concentration; no observed adverse effect level)
- LOEC/LOAEL (lowest observed effect concentration; lowest observed adverse effect level)

2. Toxicological assessment of Phoslock®

The safe use of Phoslock® is related to its active ingredient lanthanum and, in the aquatic environment, also to physical effects caused by a temporary increase in turbidity in the water column (van der Sloot et al. 2013a). Therefore the evaluation of the safe use of Phoslock® in this document is, based on:

1. The ecotoxicological assessment related to the specific features of the aquatic environment and biota to which it is introduced (chapter 2.1);
2. The evaluation of the exposure scenarios for terrestrial mammals and in particular pets (chapter 2.2);
3. The toxicological assessment related to human exposure to Phoslock® using the various services that aquatic ecosystems provide (chapter 2.3).

2.1. Ecotoxicological assessment - Aquatic biota

Phoslock® has been applied to both lentic and lotic waterbodies. Both types of aquatic systems consist of two distinct zones: a pelagic zone consisting of the open water column and a benthic zone consisting of the sediments and the bottom waters. The following section provides an assessment of the environmental safety of Phoslock® based on a dose descriptor approach and its effect on suspended solids, bioaccumulation and biodiversity in pelagic and benthic habitats.

2.1.1. Comparison of Dose Descriptors for a variety of aquatic biota- Laboratory studies

Ecotoxicological laboratory studies on pelagic and benthic organisms have been conducted with both Phoslock® and soluble lanthanum salts (van der Sloot et al. 2016). These different stressors have produced a high variability in the determined dose descriptors due to the higher toxicological effects caused by the different chemical properties of soluble lanthanum salts compared to Phoslock®. Ecotoxicological assays for Phoslock® should reflect conditions which are representative of an application scenario and therefore tests conducted with Phoslock® itself and not La salts should form the basis of any ecotoxicity assessment. As a result, this approach has been adopted in this document. This approach is outlined in detail in box 1A of the appendix.

Once Phoslock® is applied to freshwaters, it disperses into small particles. Lanthanum in the water column is measured analytically as either total lanthanum (TLa) or filterable lanthanum (FLa) (van der Sloot et al. 2017) found that Phoslock® disperses to the greatest degree in soft water lakes, producing fine clay particles with embedded La which pass through various filters with different pore sizes. In the same study, the authors also measured FLa after 30 min ultracentrifugation, however fine colloids were still detected in the filtrate, demonstrating that the measured concentrations were not truly dissolved lanthanum. As a result, the authors concluded that FLa measured after ultracentrifugation could only be considered dissolved in low alkalinity water with very low phosphate and high dissolved organic carbon (DOC) concentrations. Yet, even here, the authors suggested that the measured FLa concentrations are probably associated with humic substances and not present as La^{3+} ions (van der Sloot et al., 2017).

Thus, TLa and FLa are an appropriate measure to estimate Phoslock® in the water column and assess its impact on the aquatic biota. The reported peak concentrations and the post-application range for TLa and FLa from 16 Phoslock® treated lakes are summarized in Table 1 (van der Sloot et al. 2013a).

The following section compares the dose descriptor values from tests for a range of aquatic biota with the reported peak TLa concentration in the water after applying Phoslock®. We have focussed on total lanthanum concentrations as filterable lanthanum concentrations are low after a Phoslock® application (for more detail about FLa in Kralingse Plas, see Paragraph 3.1). The Netherlands is the only country in the world that has legislation relating to maximum permissible La concentrations (MPC) (van der Sloot et al., 2000) for surface water (10.1 µg FLa/L and 150 µg TLa/L) and for freshwater sediment (4700 mg TLa/ kg DW sediment). The MPC for La in surface water has been criticized in the scientific literature due to a number of methodological flaws (van der Sloot et al., 2020). In addition, no experimental ecotoxicological tests with organisms were undertaken for the sediment data (van der Sloot et al., 2000).

Thus, in this report, we will discuss the effects of exposure to Phoslock® derived lanthanum based on a more recent set of ecotoxicological experiments conducted with different species in the water column and sediment (i.e., Table 2 to 7).

Table 1. Reported peak concentrations and post-application range (up to 60 months) for total lanthanum (TLa) and filterable lanthanum (FLa) in different Phoslock® applications (Spears et al. 2013a).

Location	Timing	Peak TLa [mg/L]	Peak FLa [mg/L]
Water sampled from the lake surface	during and 1 month after application	0.026-2.3	0.002-0.414
Water sampled from bottom of the lake	during and 1 month after application	0.004-0.892	0.002-0.1

Surface-Bottom post application range (up to 60 months)	Range TLa [mg/L]	Range FLa [mg/L]
Surface	<0.001-0.031*	<0.001-0.002
Bottom	<0.001-0.068*	<0.001

* 0.031 and 0.068 mg/L were measured 6 months post-application.

Bacteria

The EC50 values for the marine gram-negative bacterium *Vibrio fischeri* and nitrification rate in the sediment are 2173 and 15 times higher than the maximum reported concentration of TLa in lake water, respectively (Table 2). Thus, there are no toxic or direct impacts of Phoslock® on bacterial processes such as nitrification or the bacterial cell itself (Spears et al., 2009; Spears et al., 2019; Vanden et al., 2010). These results are also confirmed by a field survey undertaken in the Canning River after an application of Phoslock®. Sampling of both total heterotrophic bacteria and denitrifying bacteria showed no negative impact on the microbial communities in both the water and sediment, respectively (River Science 17, 2001).

Table 2. Ecotoxicity studies with Phoslock® and bacterial activity or species. EC50 values (mg of Phoslock®/L) and the corresponding TLa concentrations.

Test organisms/process	Test conditions	Endpoint	Duration	EC50 Phoslock [mg/L]	Corresp. TLa [mg/L]	References
Nitrification rate	Phoslock® suspens. natural pond water	NO ₂ and NO ₃	48h	686	34.3	Spears et al., 2009
<i>Vibrio fischeri</i>	Phoslock® suspens. natural pond water	Light emission	30min	<25000	<5000	Spears et al., 2009

Phytoplankton

It is important not to confuse indirect and direct effects when testing the toxicity of La to algae species. As La has a high affinity for phosphate, it binds quickly to any phosphate in solution, forming insoluble lanthanum phosphate, which precipitates in the culture medium. Thus, an observed adverse effect on algal growth could be due to phosphate limitation rather than direct toxic effects on the test species. This was demonstrated in a study by [REDACTED] et al. (1974), who tested the effect of phosphate limitation in experiments conducted with the soluble lanthanum chloride (LaCl_3) salt and two green algae species (*Raphidocelis subcapitata*, formerly *Pseudokirchneriella subcapitata* and *Selenastrum capricornutum*). No significant toxic effects up to a nominal concentration of 2 mg LaCl_3/L were observed (as a soluble salt was used this corresponds to 1.1 mg ionic La).

However, tests using soluble La compounds do not reflect the unique properties of Phoslock®, which is specially designed to not release soluble La forms in the water where it is applied. As results from toxicity testing of soluble La salts overestimate the adverse effects of Phoslock® derived La, these tests are inappropriate to assess Phoslock® effect on freshwater algae and therefore are not reported in this document.

In a laboratory test with a Phoslock® suspension under constant agitation, [REDACTED] & [REDACTED] (2013) report reduced growth of two phytoplankton species (*Scenedesmus obliquus*; *Microcystis aeruginosa*) as well as effective control of a cyanobacteria bloom (*Anabaena* sp.). The control effect is attributed to the combination of phosphate binding, light limitation and flocculation of phytoplankton cells under conditions of prolonged exposure in the experiment rather than any toxic effect. In field conditions, the effect of light limitation and flocculation is expected to be less pronounced due to the rapid settling of the Phoslock® particles. This is also confirmed by a range of data from field applications analysing the algae assemblages after a Phoslock® treatment. Several studies found a shift in the phytoplankton community structure from cyanobacteria dominance to green algae and diatoms [REDACTED] al., 2003; [REDACTED] 2014; [REDACTED] 2018; Epe, 201 [REDACTED], 2020). Phytoplankton surveys after whole lake applications of Phoslock® demonstrate that there are no non-target impacts on phytoplankton as a result of a treatment [REDACTED] al., 200 [REDACTED] al., 2014 [REDACTED] 2018; [REDACTED]; B [REDACTED] al., 2020).

Zooplankton

Results from nine acute and chronic toxicity studies using two different water fleas species and a rotifer species are summarised in Table 3. The responses of these zooplankton species, including mortality, reproduction and growth, were evaluated throughout the Phoslock® exposures.

The results show that for [REDACTED] even when a concentration up to 10 times higher than the reported peak concentration of TLa ever found in a Phoslock® application is used, no adverse effect was observed [REDACTED] 2010). In two other experiments using the same species (*D. magna*) similar results were observed, the NOEC was up to 500 ([REDACTED], 2004), and the EC50 between 100 [REDACTED] 2009) and >1087 ([REDACTED], 2004) times higher than the reported peak concentration of TLa ever found in a Phoslock® application ([REDACTED] et al. 2013a). Thus, the values show a wide margin of safety associated with Phoslock® applications at predicted use rates and environmentally relevant concentrations (cf. highest TLa reported during a Phoslock® application was 2.3 mg La /L, [REDACTED] et al. 2013a).

Besides *D. magna*, the rotifer, *Brachionus calyciflorus* was evaluated in the presence of Phoslock®, showing that the population growth did not change even when double the maximum TLa concentration reported in a Phoslock® application was used. Overall, this indicates that there is a wide safety margin when Phoslock® is applied under realistic conditions.

During the early development phase of Phoslock® acute and chronic toxicity tests were conducted with *Ceriodaphnia dubia* using water samples from the Canning River after a Phoslock® treatment [REDACTED] 000). For this study two early formulations of Phoslock® were compared. It was demonstrated that modifications to the formulation to reduce the lanthanum release in surface water

resulted in the absence of toxicity. In this context it is important to point out that due to the amount of Phoslock® needed to impact biota, some studies did not use concentrations high enough to result in significant impacts. Thus, the respective toxicity endpoints in Table 3 are reported as being greater than the highest concentration tested and do not indicate the actual lowest observed effect levels. This was the case for the tests using the *Ceriodaphnia dubia* and therefore the EC50 values are not realistic and do not represent the actual Phoslock® concentration, which might influence the population.

Table 3. Ecotoxicity studies with Phoslock® and zooplankton species. EC50 values and corresponding TL_a concentrations. Table continues on next page.

Test organisms	Test conditions	Endpoint	Duration	NOEC Phoslock [mg/L]	EC50 Phoslock [mg/L]	Corresp. TL _a [mg/L]	References
Zooplankton							
<i>Daphnia magna</i>	Phoslock® Eluate, synth. soft water ²⁾	Mortality	48 h	25000	> 50000 ¹⁾	1250; >2500	[REDACTED] & [REDACTED] 2004
<i>Daphnia magna</i>	Phoslock® suspens. dechlor. tap water	Mortality	48 h	-	4900	245	[REDACTED] 2009
<i>Daphnia magna</i>	Phoslock® suspens. natural pond water	Mortality	48 h	-	>6800 ³⁾	>340	[REDACTED] 2009
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Phoslock® suspens. natural lake water	Mortality	48 h	50	> 50 ¹⁾	2.5; >2.5	ECOTOX 2008
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	River water after Phoslock® treatment	Immobility	48 h	n.s.	n.s.	>1.7 ¹⁾	[REDACTED] 2000
<i>Brachionus calyciflorus</i>	Phoslock® suspens. WC medium	Popul. growth	48 h	100	154	5; 7.7	[REDACTED] & [REDACTED] 2013
<i>Daphnia magna</i>	Phoslock® suspens., artificial RT medium	Weight/Length	5 d	100-500	871-1557	5-25; 43.55-77.85	[REDACTED] & [REDACTED] 2010

Test organisms	Test conditions	Endpoint	Duration	NOEC Phoslock [mg/L]	EC50 Phoslock [mg/L]	Corresp. TL _a [mg/L]	References
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Phoslock® suspens. natural lake water	Mortality	7 d	1	> 1 ¹⁾	0.05; >0.05	ECOTOX 2008
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Phoslock® suspens. natural lake water	Reproduction	7 d	1	> 1 ¹⁾	0.05; >0.05	ECOTOX 2008
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	River water after Phoslock® treatment	Survival/Reproduction	7d	n.s.	n.s.	>1.7 ¹⁾	██████████ 2000

¹⁾ Due to the amount of Phoslock® needed to see impacts on biota, these studies did not test concentrations high enough to result in significant results; thus toxicity endpoints are reported as greater than the highest concentration tested and do not indicate the actual EC50 values. ²⁾ Although tests using a Phoslock® suspension is the method of choice, results from eluate tests are included for comparison. ³⁾ not high enough in the highest concentration, only 42 % of mortality.

Macrophytes

No research has precisely calculated EC50 or NOEC values for Phoslock® on macrophytes. However, laboratory experiments have shown that Phoslock® does not reduce growth in *Elodea nuttallii* and *Hydrilla verticillata* (██████████ 2012; ██████████ al., 2017) and does not hamper macrophyte germination when dosing up to 5 tons per ha (W██████████ 2020) (Table 4). In another experiment, growth and responses of five other macrophyte species (i.e., *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis*, *Littorella uniflora*, and *Najas flexilis*) were similar between the Phoslock® treatment and the control (██████████ 2020). This study also included an additional laboratory core experiment to test the impact of Phoslock® treatment on submerged macrophyte leaves using the four macrophyte species *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis* and *Najas flexilis*. The results show evidence of Phoslock® on the leaf surfaces (which was also confirmed through scanning electron microscope (SEM) imagery with X-ray analysis). However, the only species to respond negatively to the treatment in terms of its fluorescence (lower Fv/Fm values) was *Potamogeton perfoliatus*. Although this species showed a stressed state after exposure to Phoslock®, factors that can dislodge the product from the leaf surface in natural conditions (e.g. wind, waves, fish and birds) were not present in the core experiment and need further investigation (██████████ 2020). Nevertheless, the results from whole lake applications mentioned above show positive responses of the macrophyte community after a Phoslock® treatment and it can therefore be reasonably assumed that, under natural environmental conditions, negative effects on macrophytes will only be marginal as there is no indication for toxicity of Phoslock® to macrophytes.

Table 4. Ecotoxicity studies with Phoslock® and macrophyte species.

Test organisms	Test conditions	Duration	Dose used Phoslock [g/m ²]	Corresp. TLa [g/m ²]	Response	References
Macrophytes						
<i>Elodea nuttallii</i>	Phoslock® suspens. Synth. water	28d	4968.1	248.6	Plant biomass, shoot and root dry weight was not affected by Phoslock	██████████ 2012
<i>Hydrilla verticillata</i>	Phoslock® suspens. Filtered lake water	30d	Up to 20% of the sediment weight used	unknown	In a low dose (2.5% of the sediment) the biomass decrease 20%. Higher dose up to 25 % of the sediment, the biomass was not affected.	██████████ 2017

Macroinvertebrates

Results from toxicity studies using the freshwater shrimp *Macrobrachium* sp., the crayfish *Procambarus fallax f. virginalis* and sediment-dwelling invertebrates are given in Tables 5 and 6. The results indicated that the NOEC values for the decapod species were ten to thousand (*Macrobrachium* sp.) and two hundred (*P. fallax f. virginalis*) times higher than the reported peak concentration of TLa measured during a Phoslock® application (██████████ et al., 2013a). Thus, there is a wide margin of safety (10 to 1087 times) associated with Phoslock® applications at predicted dose rates (c. ██████████ et al., 2013a).

For the studies conducted with a range of sediment-dwelling organisms, different concentrations of Phoslock® suspensions were used. The concentration of Phoslock® near the benthic habitats is expected to be higher than in the overlying water. Nonetheless, the comparison of the corresponding TLa values derived from the Phoslock® exposure dose shows a wide safety margin, both in terms of the peak concentrations for TLa in lake bottom water (Table 1) and the dose descriptor values for the tested species (Table 6). At high test concentrations (>170 mg TLa/L), no significant survival or growth impacts were observed in any of the sediment toxicity test species (Table 6). *Chironomus* sp., for instance, was not affected in the presence of 10000 mg Phoslock/L (Fig. 4A-Appendix). This ensures that a considerable safety margin is maintained when Phoslock® is applied at the recommended dose rates. As was the case previously, the amount of Phoslock® needed to result in impacts to the test macroinvertebrates species was not high enough to result in significant impacts. Thus, the respective toxicity endpoints are reported as greater than the highest concentration tested and do not indicate the actual lowest observed effect levels.

Table 5. Ecotoxicity studies with Phoslock® and juvenile freshwater decapod species. EC50 values and corresponding TLa concentrations.

Test organisms	Test conditions	Endpoint	Duration	NOEC Phoslock [mg/L]	EC50 Phoslock [mg/L]	Corresp. TLa [mg/L]	References
Juvenile Decapods							
Freshwater shrimp:							
<i>Macrobrachium</i> sp. juvenile	Phoslock® Eluate, synth. soft water ²⁾	Survival	96 h	50000	> 50000 ¹⁾	2500; >2500	Ecotox 2006
<i>Macrobrachium</i> sp. juvenile	Phoslock® Eluate, synth. soft water ²⁾	Survival	7 d	400	> 800	20; 40	Ecotox 2006
<i>Macrobrachium</i> sp. juvenile	Phoslock® Eluate, synth. soft water ²⁾	Survival	14 d	400	800	20; 40	Ecotox 2006
<i>Macrobrachium</i> sp. juvenile	Phoslock® Eluate, synth. soft water ²⁾	Survival	21 d	400	700	20; 35	Ecotox 2006
<i>Macrobrachium</i> sp. juvenile	Phoslock® Eluate, synth. soft water ²⁾	Survival	28 d	400	700	20; 35	Ecotox 2006
Crayfish:							
<i>Procambarus fallax</i> f. <i>virginialis</i>	Phoslock® suspens. Copper free tap water	Survival	96 h	10000	> 10000 ¹⁾	500; >500	unpublished data; Fasola 2010
<i>Procambarus fallax</i> f. <i>virginialis</i>	Phoslock® suspens. Copper free tap water	Growth	28 d	10000	> 10000 ¹⁾	500; >500	unpublished data; Fasola 2010

¹⁾ Due to the amount of Phoslock® needed to see impacts to biota, these studies did not test concentrations high enough to result in significant results, thus toxicity endpoints are reported as greater than the highest concentration tested and do not indicate actual EC50 values. ²⁾ Although tests using a Phoslock® suspension is the method of choice, results from eluate tests are included for comparison and due to lack of data from studies with Phoslock® suspension and shrimp.

Table 6. Ecotoxicity studies with Phoslock® and sentinel benthic macroinvertebrate species. EC50 values and corresponding TLa concentrations.

Test organisms	Test conditions	Endpoint	Duration	NOEC Phoslock [mg/L]	EC50 Phoslock [mg/L]	Corresp. TLa [mg/L]	References
Benthic Macroinvertebrates							
Amphipode:							
<i>Hyalella azteca</i>	Phoslock® suspens. natural pond water	Survival	14 d	3400	> 3400 ¹⁾	170; > 170	2009
<i>Hyalella azteca</i>	Phoslock® suspens. natural pond water	Growth	14 d	3400	> 3400 ¹⁾	170; > 170	2009
Mayfly:							
<i>Hexagenia</i> sp.	Phoslock® suspens. natural pond water	Survival	21 d	450	> 450 ¹⁾	22.5; > 22.5	2009
<i>Hexagenia</i> sp.	Phoslock® suspens. natural pond water	Growth	21 d	450	> 450 ¹⁾	22.5 > 22.5	
Midge larvae:							
<i>Chironomus dilutus</i>	Phoslock® suspens. natural pond water	Survival	10 d	3400	> 3400 ¹⁾	170; >170	
<i>Chironomus dilutus</i>	Phoslock® suspens. natural pond water	Growth	10 d	3400	> 3400 ¹⁾	170; >170	2009
<i>Chironomus</i> sp.	Phoslock® suspens.	Survival	7d	10000	>10000	500; >500	hed data
<i>Chironomus zealandicus</i>	Phoslock® suspens. natural lake water	Survival	38 d	400	> 400 ¹⁾	20; > 20	er 2004

¹⁾ Due to the amount of Phoslock® needed to see impacts to biota, these studies did not test concentrations high enough to result in significant results, thus toxicity endpoints are reported as greater than the highest concentration tested and do not indicate the actual EC50 values. ²⁾ Although tests using a Phoslock® suspension is the method of choice, results from eluate tests are included for comparison

Fish

Results from five acute toxicity studies using sentinel fish species are outlined in Table 7. A Phoslock® suspension of granules, Phoslock® treated river water and a Phoslock® eluate were used in these studies. As was the case with the zooplankton and macroinvertebrates species, a wide margin of safety was associated with Phoslock® applications at predicted use rates and environmentally relevant concentrations (cf. highest TLa reported during Phoslock® application was 2.3 mg La /L, Spears et al. 2013a). For instance, even when a concentration up to 60 times higher than the reported peak concentration of TLa ever found in a Phoslock® application is used, no adverse effect was observed in fish eggs as well as in the other fish species tested (Table 7).

Based on these data, risks to fish are expected to be minimal with applications of Phoslock® at standard dose rates (cf. Spears et al. 2013a). Again, it is essential to mention that in two studies, the amount of Phoslock® used in the tests was not high enough to result in significant impacts on the fish, and an effective EC50 concentration could not be determined. Thus, the respective toxicity endpoints in Table 3 are reported as greater than the highest concentration tested.

Table 7. Ecotoxicity studies with Phoslock® and sentinel fish species. EC50 values and corresponding TLa concentrations. n.s. = not specified.

Test organisms	Test conditions	Endpoint	Duration	NOEC Phoslock [mg/L]	EC50 Phoslock [mg/L]	Corresp. TLa [mg/L]	References
Fish							
<i>Fish egg</i>	Phoslock® granules, tap water	Coagulated eggs/heart-beat/anatomy /mortality	48h	-	3000	150	[REDACTED], 2008
<i>Melanotaenia splendida</i>	Phoslock® Eluate, synth. soft water ²⁾	Mortality	96 h	50000	> 50000 ¹⁾	2500; >2500	Ecotox 2006
<i>Melanotaenia duboulayi</i>	River water after Phoslock® treatment	Immobility	96h	n.s.	n.s.	>1.7 ¹⁾	[REDACTED] et 2000
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Phoslock® Eluate, synth. soft water ²⁾	Mortality	96 h	<3125	4350	156.3; 217.5	[REDACTED] 2004
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Phoslock® suspens., natural pond water	Mortality	48 h	-	> 13600 ¹⁾	>680	[REDACTED] 2009

¹⁾ Due to the amount of Phoslock® needed to see impacts to biota, these studies did not test concentrations high enough to result in significant results, thus toxicity endpoints are reported as greater than the highest concentration tested and do not indicate actual EC50 values. ²⁾ Although tests using a Phoslock® suspension is the method of choice, results from eluate tests are included for the purpose of comparison.

Summary

In conclusion, by comparing NOEC and EC50 concentrations for various aquatic organisms with the reported TLa concentrations in lake water after an application of Phoslock®, it is apparent that even the highest TLa concentrations do not exceed the EC50 values of the various pelagic and benthic test organisms (Fig. 3). In the four studies conducted with the cladoceran species *Ceriodaphnia dubia* the respective Phoslock® concentrations used in the tests (1 mg/L and 50 mg/L, respectively) were too low to produce significant impacts to the test species. For this reason, an effective EC50 concentration could not be determined. The comparison of the reported values with other studies conducted with cladocerans indicates that higher effective EC50 concentrations can be expected, and, as a result, a sufficient safety margin could be assumed for *Ceriodaphnia dubia*. Furthermore, even though some of the studies do not report a NOEC for the Phoslock® exposure dose, the resulting EC50 concentrations are at least one order of magnitude (from 3 to 21739) higher than the measured peak TLa concentrations in lake water. Hence, based on the reported dose descriptor values for a representative range of aquatic organisms, the risk for aquatic life associated with the use of Phoslock® can be rated as low.

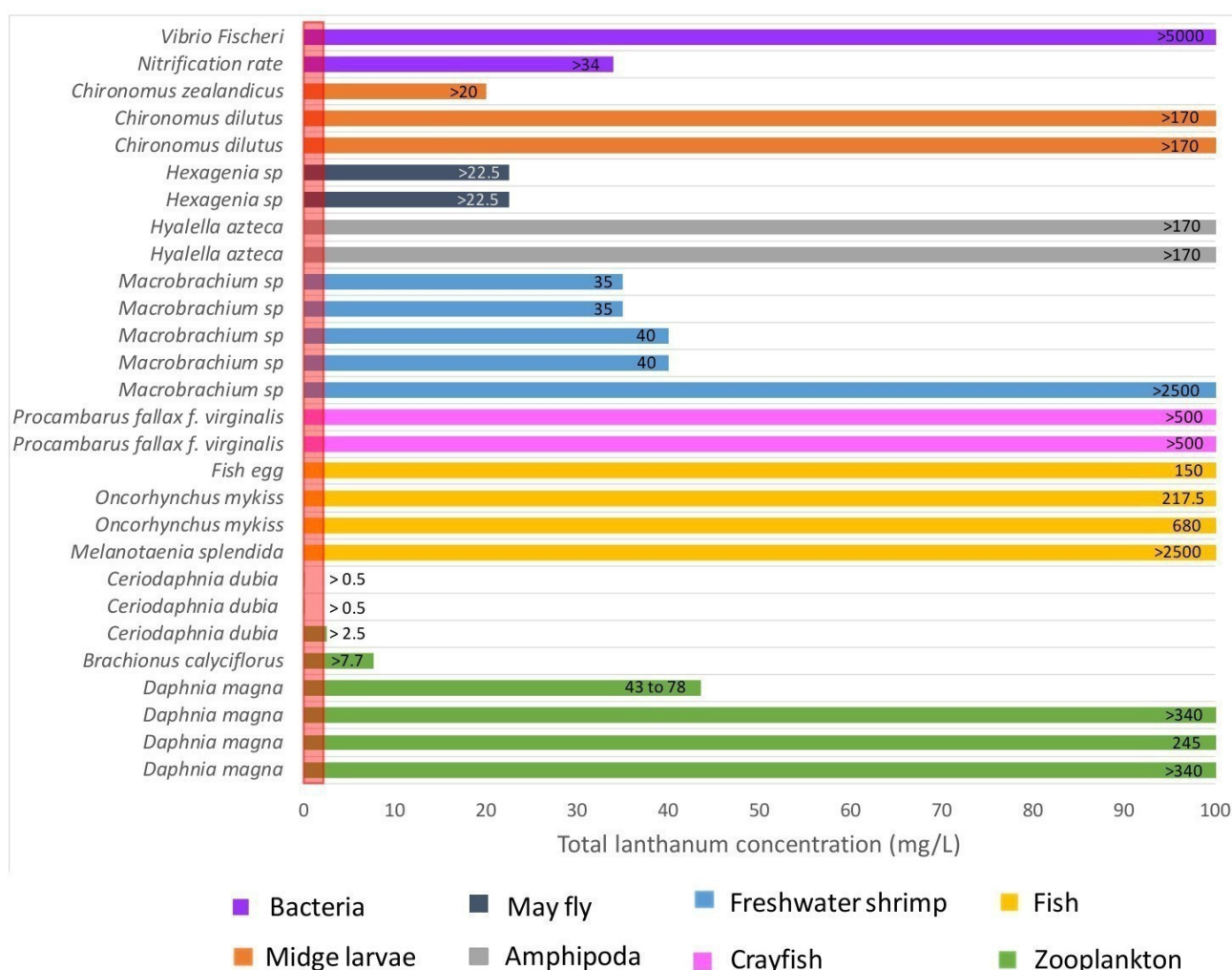


Figure 3. EC50 values indicated by numbers of lanthanum concentration (mg/L) for several aquatic organisms from different taxonomic groups (data from tables 2, 3, 4, 5, 6 and 7). The red vertical bar represents the maximum total lanthanum concentration measured during a Phoslock® application (2.3 mg T La/ L) (Schäfer et al., 2013a).

2.1.2. Suspended solids

The estimated range of suspended solids during an application of Phoslock® is reported to be 0.62-46.0 mg/L. This temporary increase of suspended solids during the application of Phoslock® might exert a short-term impact, especially on pelagic organisms. However, once Phoslock® is applied, it will quickly

settle to the bottom of the lake. For instance, in Lake de Kuil (the Netherlands) 58% of the Phoslock® added settled within one day. After one week and four weeks, most of the Phoslock® had settled (88% and 94% respectively) (██████████ al., in review). Similar TLA reduction over time was observed in lake Het Groene Eiland (The Netherlands) (██████████ 13).

Any potential effects from a temporary increase in suspended solids can easily be prevented in sensitive environments by adopting a targeted and site-specific approach, by controlling the quantity of Phoslock® applied daily, by tailoring the application strategy to each site and by avoiding applications during the growing season (██████████ et al., 2013a). Application strategies should be defined once the final dose for each lake area is decided.

2.1.3. Bioaccumulation

After applications of Phoslock®, lanthanum has been detected in macrophytes, chironomids, crayfish and fish, indicating the potential for bioaccumulation of Phoslock® derived lanthanum (██████████ et al., 2020; ██████████ et al., 2014; ██████████ et al., 2017b). However, no acute or chronic effects on the studied aquatic biota have been reported and no ecotoxicological effects have been observed for up to five years after Phoslock® applications. Furthermore, lanthanum was mainly detected in the liver and hepatopancreas tissues of fish and aquatic invertebrates and the decreasing concentration patterns over time show depuration of lanthanum from the body of the aquatic biota (██████████ al., 2007; ██████████ al. 2017b).

2.1.4. Possible changes in biodiversity - Field observations

Phoslock® is used to reduce excess phosphorus in water bodies suffering from anthropogenic eutrophication in order to mitigate against the negative effects caused by cyanobacterial blooms. As a result, several studies show that the shift in the trophic state of a waterbody towards more mesotrophic conditions leads to an increase in the biodiversity after an application of Phoslock® (e.g. ██████████ et al., 2020; ██████████ al., 2014; ██████████ 2018; ██████████ 2014; ██████████ et al., 2003).

Phytoplankton

A Phoslock® application often leads to a shift in the phytoplankton community structure from bloom-forming cyanobacteria dominance to much lower biomass of non-toxic green algae and diatoms. This reduced biomass and the increase of phytoplankton biodiversity is a desired post-treatment target and a commonly observed pattern after phosphorus reduction (Picken et al. 2014; ██████████ et al., 2016; ██████████ 2018).

██████████ al. (2016) have reported results from a field trial, documenting responses in phytoplankton community structure and abundance in Loch Flemington (UK). In this study, a Before-After-Control-Impact (BACI) analysis was used to distinguish natural variability from treatment effect and confirmed significant reductions in the magnitude of summer cyanobacterial blooms in Loch Flemington. Over the monitoring period, the phytoplankton community structure became less dominated by cyanobacteria and more functionally diverse. This resulted in continual improvements in the phytoplankton compositional and abundance metrics, which were not observed at the control site. However, this initial cyanobacterial response was not sustained beyond two years after application indicating that the applied quantity of Phoslock was insufficient to control internal P loading for longer than two years. The authors of this study emphasize that the effective control of internal P loading in Loch Flemington will require further implementation of both in-lake and catchment-based measures.

Zooplankton

Field studies in which zooplankton surveys have been undertaken show normal development of the zooplankton community after the application of Phoslock®. However, in Lake Rauwbraken (The Netherlands) a temporary disappearance of the water flea *Daphnia galeata* was observed after the combined treatment of the flocculant poly-aluminiumchloride (PAC) and Phoslock® (Floc & Lock method).

[REDACTED] (2011) hypothesized that the reduction was likely caused by the physical effects of the aluminium-hydroxide flocs, grazing inhibition by flocs and suspended bentonite particles, low food concentrations and the absence of predation refuge due to high water transparency and not by toxic effects of La from Phoslock®. The *Daphnia galeata* population recovered three months after the Floc & Lock treatment [REDACTED] & [REDACTED] (2011). In another Dutch lake (Lake de Kuil), the zooplankton community developed normally after Phoslock® treatment [REDACTED] et al., 2016a). Also [REDACTED] (2012) did not find any changes in the abundance of individuals groups after a Phoslock® application in Loch Flemington (UK).

Macrophytes

In many eutrophic freshwaters, submerged macrophyte beds disappear due to the shift of the waterbody from a clearwater state with macrophyte dominance to a phytoplankton dominated turbid state [REDACTED] (2007). Thus, mitigation of eutrophication should not only improve the chemical water quality [REDACTED] but also promote the re-establishment of submerged macrophyte vegetation [REDACTED] et al., 2016a). Aquatic macrophyte community metrics after Phoslock® applications have been reported for several lakes in Europe, USA, and Australia [REDACTED] et al., 2014; [REDACTED] et al., 2014; [REDACTED] et al., 2014; [REDACTED] et al., 2016). In Lake De Kuil and Lake Rauwbraken (the Netherlands), macrophytes flourished and colonisation depth increased after interventions with Phoslock® [REDACTED] et al., 2016a; [REDACTED] et al., in revision). In Phoslock® treated compartments in ponds in Bongen and Eindhoven, macrophytes also grew to very high biomass and coverage [REDACTED] et al., 2016b). In addition, in two other Dutch lakes (Groote Melanen and Kleine Melanen) after a Phoslock® application, submerged and floating macrophytes grew to higher biomass compared to previous years (Aquon, 2019a, 2019b, 2016). Also, in lake Eichbaumsee where around 10.8 tons of Phoslock per ha were applied, more aquatic plants were found afterward [REDACTED] et al., 2014). These case studies demonstrate that the improved water transparency observed in Phoslock® treated water bodies increases the macrophyte colonisation depth as well as the plant coverage of the lake beds, which promotes the successful re-establishment of macrophytes.

A pilot study was undertaken in a popular Austrian swimming lake, in which Phoslock® treatments were combined with active planting of Characean macrophyte species. On one occasion, Phoslock® was applied in spring after the Characeans had been planted several months previously without causing any negative effect on the plants. During this restoration project, the Characeans were successfully established in the lake, leading to an improved ecological state and an increase in the lake's recreational value [REDACTED] et al., in prep.; Systema GmbH personal communication). The results from these case studies demonstrate that an application of Phoslock® has a beneficial effect on macrophytes due to an improvement in light conditions, geo-physical sediment properties and by counteracting the growth of benthic cyanobacteria.

Macroinvertebrates

A range of studies has been conducted to investigate the impact of Phoslock® on the resident benthic macroinvertebrate community. [REDACTED] et al. (2014) found no differences in the pre- and post-application benthic macroinvertebrate biometrics tested (taxa richness, diversity, tolerance, functional feeding groups) [REDACTED] et al. (2013) found no difference in *chironomids* abundance in the control and Phoslock® treatments in a lab experiment. A study conducted in Lake Rauwbraken (The Netherlands) reports slightly increased post-treatment densities of chironomid larvae [REDACTED] et al., 2020). In Lake De Kuil (The Netherlands), the application of a low dose flocculant (FeCl_3) combined with Phoslock® resulted in a shift of the lake from a hypertrophic to a mesotrophic state [REDACTED] et al., 2017a). This study shows a short-term impact on the macroinvertebrate numbers and taxa during the first month following the application. However, one year after the application, the macroinvertebrate community structure (number and taxa) exceeded the pre-application situation. The adverse impact one month after the application is most likely due to the chemical effects caused by the FeCl_3 and, to some minor extent, due to the bentonite's physical impact. The positive effects one year after the application can most probably

be attributed to the shift in the lake's trophic state. [REDACTED] (2012) found a reduction in Oligochaeta, Chironomidae and Sphaeriidae groups in Loch Flemington (UK) after a Phoslock® application. The author discussed that it could be argued that the reduction was due to an increase of La content in the sediment caused by Phoslock®; however, other studies also found a reduction in macroinvertebrate (i.e. Oligochaeta and Sphaeriidae) abundance after external nutrient load reduction [REDACTED] et al., 2012; K [REDACTED] et al., 2005). As a result, it is not possible to say definitively that the reduction in Oligochaeta, Chironomidae and Sphaeriidae groups in Loch Flemington was due to possible toxic effects, a reduction in nutrient availability or the change in the trophic state. However, acute tests performed with extremely high Phoslock® concentrations have shown no toxic effect, indicating that Phoslock® toxicity is low or null.

Fish

Several studies have reported increased macrophyte coverage and higher macroinvertebrate diversity after a Phoslock® treatment [REDACTED] et al., 2014; [REDACTED] et al., 2020; [REDACTED] et al., 2017; [REDACTED] et al., *in prep*). This change in the ecological structure is expected to positively influence the fish stock, creating a diversified habitat with favourable spawning conditions and improved refuge from predation. In Lake De Kuil (The Netherlands), pike biomass and mainly carp increased after the treatment. The increase of carp in the lake can be attributed to an increased appreciation of the improved water quality by fishermen which resulted in uncontrolled carp stocking. The increased biomass of pike in the lake can be directly related to the improved water clarity and enhanced macrophyte cover [REDACTED] et al., 2016a). Also in compartments in ponds in Dongen and Eindhoven no adverse effects on fish biomass were observed [REDACTED] et al., 2016b).

2.1.5. Conclusion Ecotoxicological Assessment on aquatic biota

Tests from acute and chronic toxicity studies support the conclusion that the use of Phoslock® is safe for the aquatic environment (paragraph 2.1.1). The low ecotoxicological profile of Phoslock® is further confirmed in several studies in which an extensive post-treatment monitoring was conducted after whole lake applications ([REDACTED] et al., 2016; [REDACTED] et al., 2016a,b; 2017a,b; [REDACTED] et al., 2020; in revision) (paragraph 2.2.4). The use of Phoslock® as a tool for eutrophication management improves the trophic state of a waterbody and thereby induces a biological recovery process in formerly impaired aquatic systems.

2.2. Exposure scenario - Waterbirds and terrestrial mammals (particularly pets)

Avian fauna could potentially be impacted by short-term localised disturbances during an application, however this will be limited to a small area. In addition, applications can be timed to avoid disturbance to breeding avian species or overwintering bird species if present. For waterbirds, an exposure to Phoslock® is likely to be restricted to the consumption of aquatic organisms, e.g., macrophytes, invertebrates, and fish. It is known that the trophic transfer of compounds such as La via food uptake to higher biotic levels such as birds is assumed to be limited ([REDACTED] et al., 2005). When given as lanthanum carbonate the oral bioavailability of lanthanum is reported to be 0.0007 % and 0.00084 % in rats and humans, respectively, and almost all administered lanthanum is excreted via the faeces, even after i.v. injection of a soluble lanthanum compound [REDACTED] et al., 2019). Thus, as with humans and other mammals, it is most likely that the amount of lanthanum absorbed by waterbirds after ingestion will be excreted via the faeces (e.g., [REDACTED] and [REDACTED] 2012). In this context, it is also worth mentioning that lanthanum and other REE elements have been introduced as feed additives in livestock breeding to improve animal health and production. Amongst bird species, body weight gains have been observed in broilers, while egg production, egg-shell breaking strength and food conversion rates have increased in egg-laying hens. Overall improvements in general health and performance parameters have also been observed [REDACTED] 2019). Although there is no research on the effect of Phoslock® on waterbirds, from the available information it seems unlikely that waterbirds will suffer any toxicity caused by

Phoslock®. Furthermore, no adverse effects on the resident avian fauna have been observed during the numerous field applications undertaken with Phoslock®.

Domestic animals such as cats and dogs could be exposed to Phoslock® treated water by swimming or drinking water from a treated lake. Any risk from this exposure is related to the lanthanum and can be evaluated from a range of data available for veterinary drugs and food additives using lanthanum carbonate (Lantharenol®, active ingredient lanthanum carbonate octahydrate) to prevent chronic renal malfunction in ageing animals. About the dermal and respiratory exposure pathways, Lantharenol® is not considered to pose a risk by inhalation. It is not an irritant to skin or eyes and is not a dermal sensitizer. Concerning oral exposure, the supplementation of regular feed with Lantharenol® is safe and well-tolerated by healthy animals up to a concentration of 75 g/kg complete feed. For dogs, this concentration corresponds to a daily intake of 9.3-12.4 g of Lantharenol® (corresponding to 4.3-5.7 g of elemental lanthanum). Considering that the intended dose of Lantharenol® in the feed of adult dogs and cats ranges from 1.5-7.5 g/kg complete feed, it can be concluded that this food additive is safe for adult dogs and cats at the highest dose proposed with a safety margin of at least ten (Coudane et al., 2009; EFSA 2012, EFSA 2019). Given the minimal daily intake concentration of 4.3 g that is considered to be safe and the peak concentration for total lanthanum in the water after a Phoslock® application (Coudane et al., 2013a; cf. Table 1), a dog would need to drink about 2000 L of lake water per day to ingest a similar nominal safe concentration. Even when applying a safety factor of ten, the water volume that an animal has to drink is about 200 L per day, a quantity that could not possibly be consumed in a day by, for instance, a dog. Therefore, even water consumption directly after the application would not pose a risk to animal health.

2.3. Toxicological assessment - Human exposure to Phoslock® treated water

Theoretically, humans may be exposed to Phoslock® during recreational activities in Phoslock® treated water bodies. The main exposure pathways could be dermal contact and oral uptake by swallowing water during swimming or consuming fish from treated water bodies. The following summary describes the most important studies and the conclusions that can be drawn from them.

2.3.1. Toxicological studies with Phoslock® - Oral toxicity and tissue distribution patterns

In two studies conducted with Phoslock®, the potential to induce toxic effects and the gastrointestinal absorption of Phoslock® derived lanthanum was tested in rats:

- A 28-Day Repeated Dose Oral Toxicity Study in Wistar Rats was conducted with Phoslock® following the strict requirements of the OECD 407 Test Guideline and the OECD principles of GLP (Good Laboratory Practice). This study aimed to assess the possible health hazards which could arise from repeated exposure to Phoslock® via oral administration to rats over 28 days. A total of four dose groups were used in the study. According to the test guideline, the highest administered dose was 1000 mg of Phoslock®/kg body weight/day. No test-item related mortality was observed and no adverse effects of the test item were found for male and female clinical observations, functional observations, body weight development, food consumption, haematology and coagulation, clinical biochemistry, urinalysis, gross macroscopic findings at necropsy, organ weights and histopathology in all treated dose groups. Hence, according to the OECD 407 Test Guideline, the no observed adverse effect level (NOAEL) of Phoslock® is considered to be > 1000 mg/kg body weight/day (Coudane et al. 2019).
- Coudane et al. (2020) conducted a study with Wistar Rats evaluating the gastrointestinal absorption and tissue distribution of lanthanum after oral administration of lanthanum chloride, lanthanum carbonate or Phoslock® over 10 weeks. Considering all possible exposure pathways, the authors evaluated the safety margins and concluded that the uptake of lanthanum through exposure to Phoslock® treated water is unlikely to pose a health risk to animals and/or humans.

2.3.2. Phoslock® human health risk assessment

As suggested by [REDACTED] et al. (2020), a further approach for a human health risk assessment for Phoslock® is to focus on the ingredient lanthanum. Unlike aquatic ecotoxicity studies, where the chemical nature of the lanthanum added is of paramount importance, in the acid environment of the human stomach such aquatic speciation effects are minimized. All lanthanum compounds, such as lanthanum chloride, lanthanum carbonate and Phoslock®, dissociate in the acidic stomach where after liberated La precipitates with phosphate and other oxyanions (e.g. oxalate) from food. Lanthanum is an ingredient in topical formulations in concentrations of up to 30% to treat several skin disorders to reduce irritation and inflammation. Based on a comparison of these concentrations with the highest measured TLa concentration in Phoslock® treated water [REDACTED] et al., 2013a; cf. Table 1), it can be concluded that no adverse effects are expected through dermal exposure. For oral exposure pathways, a huge amount of data from pre-clinical and clinical studies are available due to the use of lanthanum carbonate (trade name Fosrenol®, Shire Pharmaceuticals) for the treatment of hyperphosphatemia in renal failure (S [REDACTED] 2; [REDACTED] et al., 2003; [REDACTED] et al., 2004; [REDACTED] et al., 2009, 2016, 2017; [REDACTED] et al., 2011). Lanthanum carbonate is administered daily at doses containing 375 to 3000 mg/day of elemental lanthanum over many years [REDACTED] et al. (2016) recently showed that after 10 years of lanthanum carbonate treatment in dialysis [REDACTED] corresponding to more than 850,000 person-years of worldwide patient exposure, there is no [REDACTED] that lanthanum carbonate is associated with adverse safety outcomes in patients with end-stage renal disease. The potential for any adverse effects to humans related to the use of Phoslock® in water bodies is further discussed in detail by [REDACTED] et al. (2016) and D [REDACTED] et al. (2019). Given an average therapeutic dose of Fosrenol® of 1 [REDACTED] per day (~900 mg lanthanum/day) without toxicity to the patients after up to 10 years of treatment, consumers would have to ingest at least 390 L of the surface water per day to attain a similar, nominally safe dose. It is not possible for such large volumes of water to be drunk by a person in a day and therefore, an application of Phoslock® would never deliver as much as lanthanum as a single Fosrenol® tablet.

Therefore, even ingestion of Phoslock® treated water directly after an application would not pose a risk to human health. A similar estimation can be carried out for the consumption of fish from Phoslock® treated water bodies. Taking the highest lanthanum concentrations measured in fish muscles (0.81 mg lanthanum/g dry weight), a person would have to consume more than 1000 kg of fish per day to reach the nominally safe recommended therapeutic dose of lanthanum in adults [REDACTED] et al., 2019). Again, given this high margin of safety, it can be concluded that there are no adverse effects associated with the consumption of fish from Phoslock® treated water bodies.

2.3.3. Conclusion - Toxicological assessment for human exposure

Over the past 15 years, Phoslock® has been widely researched and scrutinized by the international scientific community and until now 92 scientific peer-review publications about Phoslock® have been published. For the human exposure assessment, a vast amount of data is available from mammalian toxicity studies with Phoslock® and long term clinical studies with lanthanum carbonate. The available data show a wide margin of safety associated with Phoslock® applications at predicted use rates and environmentally relevant concentrations.

3. Reality check

3.1. Kralingse Plas

This section aims to discuss potential direct and indirect effects a Phoslock® application might cause in Kralingse Plas based on the specific biotic and abiotic factors of the lake, the dose selected, and the scientific literature discussed above.

Phoslock® dose for Kralingse Plas

The maximum Phoslock® dose calculated for Kralingse Plas was 813 tons (Phoslock Europe, 2020); this dose will yield to around 288 mg Phoslock® per L or 7.2 tons per ha. This is a realistic dose and similar to other systems. For instance, in the paper cited above which reported peak TLa concentrations in Phoslock® treated lakes, the dosage range was 0.06 to 6.7 tons/ha (Spears et al., 2013a). Applications have also been reported in the literature where Phoslock® doses were higher: 10.8 tons/ha and 16.7 tons/ha (Novak and Chambers, 2016). Amongst the 16 treated lakes described in Spears et al. (2013a), Loch Flemington, Lake Blankensee and Lake Bärensee are shallow lakes and comparable to Kralingse Plas. The maximum TLa concentration (2.3 mg/L) was measured during a Phoslock application in Loch Flemington (max depth 2.5 and average depth 1m). The peak in TLa concentration will mainly depend on the application method; for instance, if the application takes place over several weeks across alternating areas (as has been proposed), the TLa concentrations are unlikely to be higher than already measured and reported by Spears et al. (2013a). The application design should be planned once the final dose for each area is defined.

3.1.1. Direct and indirect changes

Physico-chemical changes

Phoslock® will inactivate phosphate (Spears et al., 2002) which can be expected to result in a reduced algal biomass, particularly cyanobacteria, in the following growing seasons. This is likely to shift the system from a eutrophic to a more mesotrophic state which in turn should result in several ecological changes (Fig. 4).

Phoslock® will increase turbidity for a short period during the application, however in the longer term water transparency should increase as a result of the reduced algal biomass, particularly during summer, and light will reach deeper in the water column (Spears et al., 2016; Spears et al., 2019). The Phoslock® application will not directly affect temperature, pH, conductivity, alkalinity or oxygen concentrations (Spears et al., 2013b; Spears et al., 2013). Due to the reduction in the phytoplankton biomass as a result of reduced phosphate availability, there may be an increase in oxygen concentrations in the water column in the summer after the application due to less bacterial decay and less oxygen consumption (Spears et al., in revision) and anoxic events can be expected to be less or absent as lake productivity will be lower.

Phoslock® will increase the total lanthanum concentration in the water column. Based on a dose of 288 mg Phoslock®/L, a maximum total lanthanum (TLa) concentration of 14 mg TLa/L is theoretically possible, however this value is unrealistic as Phoslock® sinks to the bottom of the lake after application and it is not logistically possible to apply the 813 tons at the same time in all locations. Applications are usually spread over several days or weeks, targeting different locations each day. Such a strategy has also been proposed for Kralingse Plas. Therefore, the maximum concentration of total lanthanum in the water column is expected to be similar to that described by Spears et al. (2013a) in the 16 other aquatic systems (0.026 to 2.3 mg TLa/L).

Nearly all of the lanthanum applied to the lake will remain embedded within the clay matrix and not be in a soluble form. Based on the water chemistry of Kralingse Plas, estimated free La^{3+} ions concentrations are predicted to be very low (less than 6×10^{-8} mg La^{3+} /L) (Fig. 1A-Appendix) and no direct toxic effects from free La^{3+} ions are expected.

Lanthanum concentrations will also increase in the sediment of Kralingse Plas following a Phoslock® application. If the La incorporated in Phoslock were to be homogeneously mixed into the first 10 cm of the sediment following the application, the proposed dose would result in a concentration of 319 mg La/kg dry weight of sediment. Post-treatment monitoring undertaken on previous applications has shown however that lanthanum distribution is not vertically homogenous (van den Brink et al., 2020) and it is expected that most of the lanthanum added to Kralingse Plas will be found in the top few centimetres of the sediment in the first years. If we assume therefore that 100% of the lanthanum applied will be in the top three centimetres of the sediment, a La concentration of 1063 mg/ kg DW of sediment would be expected. This concentration does not exceed the maximum permissible concentration of lanthanum in Dutch sediments (4700 mg/ kg DW (van den Brink et al., 2000)). Furthermore, it is also to be expected that the La contained in the Kralingse Plas sediments will be mixed deeper in the sediment over time. For instance, La has been found in sediment depths below 10 cm in a number of lakes treated with Phoslock® (van den Brink et al., 2016b; van den Brink et al., 2020), with the result that the La concentrations in the sediment become even more diluted over time and phosphorus in deeper sediment layers is bound.

It is also important to note that La has been measured in water, sediment, macrophytes and chironomid larvae in other Dutch lakes prior to Phoslock® applications (van den Brink et al., 2020; van den Brink et al., 2017b). In the Kralingse Plas, there is already lanthanum present in the sediment as well (Data B-WARE Research Centre). An application of Phoslock® to the lake does therefore not result in the introduction of a new element to the system but merely an increase in the concentration of an existing element.

3.2. Biological changes

Phytoplankton

Phoslock® will decrease the phosphate concentration (van den Brink et al., 2002) and this can be expected to result in a reduction in algal biomass (mainly the cyanobacterial biomass) in the ensuing growing seasons as well as a decline in concentrations of cyanotoxins (van den Brink et al., in review.) and a concomitant increase in phytoplankton diversity (van den Brink et al., 2003; Bishop et al., 2014; Bishop & Richardson 2018 (van den Brink et al., 2014; Barçante et al., 2020).

Macrophytes

The dominant macrophyte species in Kralingse Plas in 2019 were *Elodea nuttallii*, *Ceratophyllum demersum*, and *Chara globularis*. Toxic effects, reduced growth and germination issues have not been observed in any of the macrophytes tested until now, including *E. nuttallii* and *Chara sp.*, both of which are present in Kralingse Plas (van den Brink et al., 2020; Epe et al., in prep.). The abundance of *E. nuttallii* and *Chara sp.* tripled in Lake de Kuil (The Netherlands) after a Phoslock® application, while similar increases in other macrophytes species occurred in 17 other lakes where Phoslock® was added (van den Brink et al., 2016; van den Brink et al., 2016a).

Based on the studies conducted, no toxic effects caused by Phoslock® are expected on the aquatic plants in Kralingse Plas. On the contrary, an increase in aquatic plants in the following years after the intervention is expected due to water quality improvement (i.e., reduced incidence of cyanobacterial blooms) (e.g., van den Brink et al., 2016).

Zooplankton

The main group of zooplankton present in Kralingse Plas is *Daphnia sp.* (van den Brink et al., 2020), and the EC50 value that has been measured for this group was 3 and > 173 times higher than the Phoslock® dose proposed for Kralingse Plas (288 mg/L). Thus, based on laboratory tests done with different zooplankton species and the Phoslock® dose chosen for Kralingse Plas, no direct toxic effects caused by Phoslock® are expected (Fig 3).

Zooplankton may be affected by an increase in water turbidity during the application; however, these effects are considered temporary and not long-lasting (i.e., van den Brink et al., 2011;

16). Once the algal biomass is reduced, an indirect effect through a lower availability of food (lower phytoplankton biomass) for zooplankton can be expected. This indirect effect should be contrasted however with the impact that the persistent blooms of cyanobacteria would otherwise have on zooplankton. Cyanobacteria blooms are commonly made up of large, inedible filaments or colonies that also produce toxins or grazing-repellent compounds and these traits (morphological and chemical) can act as an anti-grazing defence (Tilman et al., 2016a; Lüring, 2020). Thus, a higher phytoplankton biomass does not automatically imply a higher availability of edible food or a greater zooplankton biomass (Tilman et al., 2018). Cyanobacterial blooms also affect the type of zooplankton that are present. For instance, blooms typically lead to the exclusion of large generalist grazers, which are often replaced by smaller and selective grazers (Tilman et al., 2016b).

Thus, it is difficult to predict what will happen with the zooplankton community in Kralingse Plas after a change in trophic state as plankton interactions are dynamic, and several factors (predation, grazing, competition, presence of macrophytes, and abiotic factors) are involved. However, based on previous whole lake applications and laboratory experiments, no toxic effects of Phoslock® on zooplankton are expected in Kralingse Plas, nor a food shortage for fish.

Macroinvertebrates

The effect of Phoslock® on insect larvae (also present in Kralingse Plas) has been evaluated using a dose 12 times higher than the one that is proposed for Kralingse Plas with no adverse effect on growth or survival rates being observed. The effect of Phoslock® on freshwater shrimp (also present in Kralingse plas as *Mysida sp.*) has been evaluated using a dose that is between 2 to 173 times higher than that proposed for Kralingse Plas, with no effect on survival being observed.

Based on the available literature and laboratory experiments, the macroinvertebrate community after a Phoslock® application may (or may not) change in Kralingse Plas. However, if a change does occur, the change will not be caused by a toxic effect but will be due to a change in water quality. For instance, if macrophyte abundance increases, as has been observed in other systems treated with Phoslock®, macrofauna abundance may also increase as a result of improved habitat complexity (Spill et al., 2016 unpublished data).

Fish

A reduction in the fish biomass in Kralingse Plas occurred several years ago and the biomass has remained very low since. Data from (Spill et al., 2016) showed that in 2016 the main fish species in Kralingse Plas were perch, roach, pike, ruffe, bream and eel, totalling 12.7 kg/ha. No literature was found relating to toxicological studies concerning these specific species, although acute tests conducted on two other species of fish yielded EC50 values that were between 95 and 1087 times higher than the total La concentration expected in Kralingse Plas (2.3 mg TL/L based on (Spill et al., 2013a; Fig 3 and Table 7). Prior to a Phoslock® application, the fish population of Lake de Kuil (The Netherlands) consisted of similar species as the Kralingse Plas (perch, bream, eel, roach, pike, ruffe, besides other species such as tench, carp, and spined loach), totalling 50.2 kg/ha. No fish kill occurred during the application and five years after the Phoslock® application, the fish stock was similar in species diversity and an increase in fish biomass to 131.8 kg/ha had been observed (Fig. 2A-Appendix). Eight years after the application, the fish stock was still similar (136.9 kg/ha (Spill et al., 2016a). The large increase in fish stock was due to the improvement in water quality but also carp stocking by anglers (Spill et al., 2016a). In addition, in two urban ponds in the Netherlands (Pond Dongen and Pond Eindhoven) the fish stock after a Phoslock® application developed well and increased in biomass (Spill et al., 2016b).

Based on the field observations, acute tests done in different fish species (Table 7) and the lack of a recorded fish kill after more than 200 solo application of Phoslock®, no direct damage to the fish in Kralingse Plas following a Phoslock® application based on the proposed dose is expected. The fish community may change due to a change in trophic state; for instance, more aquatic plants/macroinvertebrates and less anoxic events, however this can be expected to create a more suitable environment for fish.

Mammals and water-birds

Kralingse Plas is a foraging area for certain bat species in the riparian zones (Grutters et al., 2018). No research has been undertaken on the effect of Phoslock® or lanthanum in bats, however no direct effects are expected as there will be no direct contact between the bats and Phoslock®. More insects are to be expected due to more underwater vegetation which can serve as a food source for some bats (Grutters et al., 2018).

The act of applying Phoslock® may cause some disturbance to fish, birds and bats due to water movement, light and sound, however as recreational activities already occur in the lake, the disturbance caused by a Phoslock® application will be limited.

Based on the Phoslock® dose proposed for Kralingse Plas and toxicological tests done with the medicine used for pets (Lantharenol®), it can be concluded that the amount of lanthanum that could be ingested by a dog or a cat would be safe even if the animal consumes 300 litres of lake water (considering a worst-case scenario of total lanthanum around 14 mg/L). Clearly, it is not possible for a dog to drink 300 litres of water per day, therefore the consumption of lake water will not pose a risk to animal health even during the application.

Human patients have been taking 900 mg La per day to treat hyperphosphatemia in renal failure without toxicity for more than ten years (Grutters et al., 2016). A person would need to drink more than 63 litres of water from Kralingse Plas to reach a similar safe dose of Fosrenol®. This is also considering a worst case scenario that the TLa concentration is 14 mg/L. As humans are unable to drink this quantity of water per day, the proposed Phoslock dose does not pose any risks to humans.

Summary

As of 7 October 2020, Phoslock® is mentioned in the title, keywords or abstract in ninety-two peer-reviewed (accessed via Scopus). Among these 92 papers, 38 evaluate Phoslock® in the presence of live organisms however none of these 38 papers report a direct toxic effect from Phoslock® under realistic conditions and dosage.

Overall, based on the scientific literature discussed in this report and the proposed Phoslock® dose for Kralingse plas, no toxic effects on any of the aquatic organisms present in Kralingse Plas are expected to be seen as a result of a Phoslock® application. Similarly, no adverse effect on pets or humans are to be expected either.

Of the 92 papers published, 29 studies cover whole field applications or enclosure experiments using Phoslock® with most of these cases resulting in an improvement in water quality. These changes are summarized in Figure 4 and presented in more detail in Table 1A in the appendix.

The use of Phoslock® has generally resulted in a number of positive ecological changes in the treated systems with lakes moving towards a more mesotrophic state. Observed effects include a reduction in cyanobacteria and an increase in phytoplankton diversity, macrophytes and macroinvertebrates abundance. At the same, no long-term negative effects on zooplankton have been seen while fish habitats have improved.

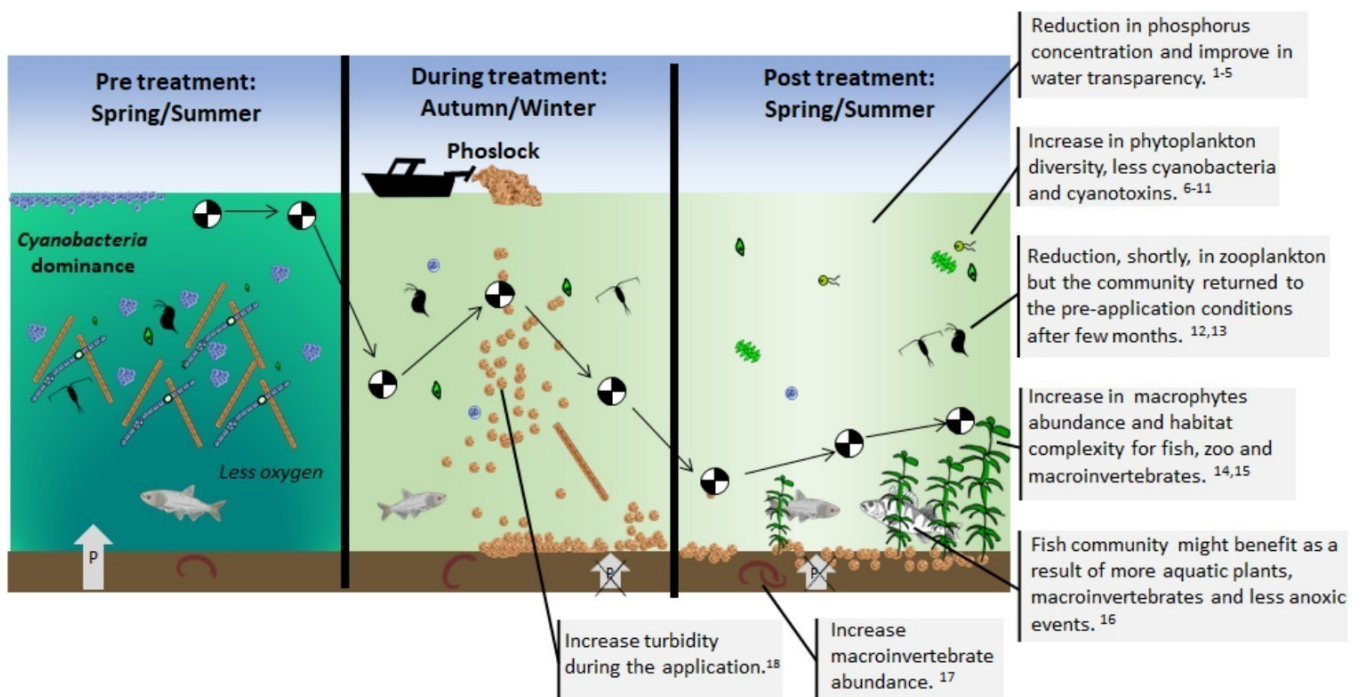


Figure 4. Scheme showing from left to right (a) untreated system with cyanobacterial bloom in spring/summer (b) system undergoing Phoslock® treatment in autumn/winter and (c) treated system in following spring/summer with clear water, less P released from the sediment, eukaryote algae dominance, more macrophytes and macroinvertebrates. Secchi disks represent water transparency. Scheme adapted from [REDACTED], (2016) and [REDACTED] (2019). Numbers are the references. 1 to 6: ([REDACTED] 2017; [REDACTED] 2013; [REDACTED] 2012; [REDACTED] 2015; [REDACTED] 2016a) 6 to 11 ([REDACTED] 2000; [REDACTED] 2001; [REDACTED] 2002; [REDACTED] 2003; [REDACTED] 2004; [REDACTED] 2005; [REDACTED] 2006; [REDACTED] 2007; [REDACTED] 2008; [REDACTED] 2009; [REDACTED] 2010; [REDACTED] 2011; [REDACTED] 2012; [REDACTED] 2013; [REDACTED] 2014; [REDACTED] 2015; [REDACTED] 2016a) 12 and 13 ([REDACTED] 2012; [REDACTED] 2013; [REDACTED] 2014; [REDACTED] 2015; [REDACTED] 2016a) 14 and 15: [REDACTED] et al., 2016; [REDACTED] 2016. 16 [REDACTED] 2016. 17: [REDACTED] 2017. 18: [REDACTED] et al., in review).

3.3. Deferred eutrophication management

Eutrophication is threatening freshwater ecosystems worldwide by stimulating excess phytoplankton growth, triggering the risk of nuisance cyanobacteria blooms and inducing the shift of shallow lakes from clear water to a turbid state. These changes in the ecological structure in aquatic systems also include the biogeochemical processes of the lake sediments and changes in the habitat of the benthic community [REDACTED] 2007; [REDACTED] 2014; [REDACTED] et al. 2016). The increased demand for eutrophication management measures is mainly driven by water quality, human and public health risk thresholds for cyanobacteria biomass and by the ecosystem services of waterbodies related to recreational use, drinking water supply and biodiversity conservation. Various estimates have been made for both the costs for eutrophication management as well as the costs of non-intervention, with the costs of “doing nothing” being often higher than the costs of taking pro-active measures aimed at reducing eutrophication. The costs of this ‘do nothing’ approach include the reduced values to waterfront dwellings, additional drinking water treatment costs, reduced amenity of waterbodies, removal of algal toxins and decomposition products from drinking waters, ecological effects such as fish kills, increased public health risk due to cyanobacteria toxins and tourist industry losses ([REDACTED] 2016).

Cyanobacteria blooms pose a serious health risk for humans and animals (WHO 2003). Deaths of cattle and dogs have been reported worldwide after the ingestion of cyanobacteria infested water or benthic cyanobacteria mats [REDACTED] 1997; [REDACTED] 2010; [REDACTED] 2013). During summer, news reports regularly refer to cases of human and animal poisoning, with the latter often having lethal consequences as was recently reported for the Lake Neuchâtel (Switzerland), where several dogs died after the ingestion of lake water (Republique et Canton de Neuchâtel, 2020). Likewise, in the Dutch

lakes Amstelmeer and IJmeer dogs died from cyanobacterial intoxication [REDACTED], 2012; [REDACTED] 2013).

In situ lake measures as part of an effective eutrophication management plan for the restoration of impaired lacustrine systems are often associated by the stakeholder community with adverse effects on the ecosystem itself and potential risks for the public health. The consequences, costs and risks related to the decision to 'do nothing' are most often not considered or underestimated. From a cost-benefit point of view an effective management of eutrophication based on a so called "system analysis" [REDACTED] 2016) should be the method of choice and less expensive than the non-implementation of restoration measures.

4. Conclusion

The aim of this report has been to provide comprehensive information about the potential risks for the environment and public health related to the use of Phoslock® as a eutrophication management tool. Phoslock® is a lanthanum modified bentonite clay designed to bind excess phosphorus in aquatic environments suffering from eutrophication. The potential risks associated with its use are related to its active ingredient lanthanum and, in the aquatic environment, to the temporary increase of suspended solids in the water column. Data from a range of ecotoxicological studies undertaken with organisms belonging to different trophic levels demonstrate that the risk for the aquatic life associated with the use of Phoslock® can be rated low in Kralingse Plas. Extensive post-application monitoring conducted in several field studies confirms the low ecotoxicological profile in terms of bioaccumulation, biodiversity and trophic state improvement. Lanthanum carbonate is used as a food additive (Lanthanrenol®) for dogs and cats suffering from renal malfunction and thus, the risks for any adverse effects on domestic animals or other vertebrates are negligible. Human exposure to Phoslock® might occur from recreational activities or from consumption of fish from treated waterbodies. Due to the use of lanthanum carbonate (Fosrenol®) as a drug given to renal failure patients, a huge amount of data is available from the preclinical and clinical drug development phase. For the human exposure assessment, the available data show a wide margin of safety associated with Phoslock® applications at predicted use rates and environmentally relevant concentrations.

A., [REDACTED], [REDACTED]

- D. [REDACTED] D., 2016b. Responses in [REDACTED]
26

sediment phosphorus and lanthanum concentrations and composition across 10 lakes following applications of lanthanum modified bentonite. Water Res. 97, 101-110.

<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.02.011>

G.B., 2002. Remediation material and remediation process for sediments. US Patent 6,350,583.

..., 2000. Sediment Remediation Project 1998/9. Australia.

..., 2016. Guiding principles for the application of ... for freshwater ecosystems.

Aquat. Ecol. <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9575-2>

A., 2014. Limnology and oceanography: Two estranged twins reuniting by global change. Int. Wa. 15-232. <https://doi.org/10.5268/IW-4.2.753>

Ecotox, 2008. Toxicity assessment of Granulated Phoslock to the Cladoceran Ceriodaphnia dubia.

Ecotox, 2006. Toxicity Assessment of Phoslock™ to the Freshwater Shrimp Macrobrachium sp.

EFSA, 2019. Assessment of the application for renewal of authorisation of Lantharenol® (lanthanum carbonate octahydrate) for cats. EFSA J. 17. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5542>

EFSA, 2012. Scientific Opinion on Lantharenol® (lanthanum carbonate octahydrate) as a feed additive for dogs. EFSA J. 10, 1-9. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2618>

..., T., 2014. Improvement in the ecological condition of a eutrophic lake through hypolimnetic phosphate precipitation. German Society for Limnology (DGL) extended abstract annual conference 2014.

Epe, ..., 2017. Nine years of phosphorus management with lanthanum modified bentonite (Phoslock) in a eutrophic, shallow swimming lake in Germany. Lake Reserv. Manag. 33, 119-129. <https://doi.org/10.1080/10402381.2016.1263693>

..., M., 2012. First report of (homo)anatoxin-a and dog neurotoxicosis after ingestion of benthic cyanobacteria in The Netherlands. Toxicon 60, 378-84. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2012.04.335>

..., E. 2010. Phoslock® effects on benthic invertebrates: the example of crayfish (*Procambarus sp.*). Università degli Studi Milano and Wageningen University

..., 2019. Assessment of forward *Vibrio fischeri* in sediments of a mining impacted estuary in the north of Spain. Sci. Total Environ. 660, 826-833. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.086>

..., 2016a. Effect of the toxin (microcystin) content of *Microcystis* on copepod grazing. Harmful Algae 52, 34-45. <https://doi.org/10.1016/J.HAL.2015.12.008>

..., 2016b. The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic ... Algae 54, 128-144. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.005>

..., G.J., 2018. Ecologische effecten van het afzanden van de ... ingse Plas Mogelijke implicaties voor de Wet. Bureau Waardenburg, Culemborg.

..., ..., M., 2014. Assessing the responses of aquatic macrophytes to the application of a lanthanum modified bentonite clay, at Loch Flemington, Scotland, UK. Hydrobiologia 737, 309-320. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1765-5>

..., 2012. Long-term trends in Loch Leven invertebrate communities. Hydrobiologia 681, 59-72. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0926-7>

..., K., ..., P., 2009. Potentialet for brug af PAX-15 og Phoslock™ til restaurering af Nols sø. Danmark.

..., 2016. Aquatic ecotoxicity of lanthanum - A review and an attempt to derive water and sediment quality criteria. Ecotoxicol. Environ. Saf. 124, 213-238. <https://doi.org/10.1016/j.envsaf.2015.09.033>

..., Achenbach, H., ..., A., Wu, J., Hall, G., 2018. Long-Term ... and Bone Safety ... with End-Stage Renal Disease Receiving Lanthanum Carbonate. Nephron 140, 265-274. <https://doi.org/10.1159/000492603>

..., A.J., 2009. Lanthanum and phosphate: science, policy, and survival. Kidney Int. 75, 355-357. <https://doi.org/10.1038/ki.2008.627>

..., 2016. Lanthanum carbonate: safety data after 10 ...

..., P., C., 2018. ... bacteria dominance drives zooplankton functional dispersion. Hydrobiologia 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3710-0>

..., 2008. Rekultywacja jeziora Gołdap: testowanie nowych zastosowań preparatu Phoslock. Chem. 87, 479-481.

- shallow, moderately flushed lake to reduced phosphorus and nitrogen loading. *Freshw. Biol.* 50, 1639-1650. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01430.x>
2007. Lake Okareka and Tikitapu Fish Health Monitoring 2007
- following lanthanum-bentonite application. *Water Res.* 97, 55-68. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.018>
2020. Interactions of phosphate and dissolved organic carbon with lanthanum modified bentonite: implications for the inactivation of phosphorus in Lake Waiatapu. *Water Res.* 175, 115941. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115941>
2019. Immobilization and Release Behavior of Phosphorus on Phoslock-Inactivated Sediment under Conditions Simulating the Photic Zone in Eutrophic Shallow Lakes. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04093>
2009. Phoslock, a soluble phosphorus binding technology, application in Lake Dianchi eutrophic water purification, in: *Proceedings - 2009 International Conference on Environmental Science and Information Application Technology, ESIAT 2009*. <https://doi.org/10.1109/ESIAT.2009.551>
2020. Grazing resistance in phytoplankton. *Hydrobiologia* 3. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04370-3>
2013. Dog poisonings associated with a *Microcystis aeruginosa* bloom in the Netherlands. *Toxins (Basel)*. 5, 556-67. <https://doi.org/10.3390/toxins5030556>
2012. Controlling toxic cyanobacteria: effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. *Water Res.* 46, 1447-59. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.008>
2016. Editorial - A critical perspective on geo-engineering eutrophication management in lakes. *Water Res.* 97, 1-10. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.03.035>
2010. Effects of lanthanum-modified clay on growth, survival and of . *Water Res.* 44, 309-19. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.03.018>
2012. Case study on the efficacy of a lanthanum-enriched clay (Phoslock®) in controlling eutrophication in Lake Het Groene Eiland (The Netherlands). *Hydrobiologia* 710, 253-263. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1141-x>
2013. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and phosphorus inactivation. *Water Res.* 47, 6527-6537. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.019>
2017. Effects of dredging and lanthanum-modified clay on variables in an enclosure study in a hypertrophic pond. *Water (Switzerland)* 9. <https://doi.org/10.3390/w9060380>
2004. Determination of HSNO Ecotoxic Thresholds for Granular Phoslock® Phase 1: Acute Toxicity.
2012. Sediment amendment with Phoslock® in Clatto Reservoir (Dundee, UK): Investigating changes in sediment elemental composition and phosphorus fractionation. *Water Manage.* 93, 185-193. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.015>
2013. Assessing the mode of action of Phoslock® in the reduction of phosphorus release from the bed sediments in a shallow lake (UK). *Water Res.* 47, 4460-4473. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2013.05.017>
1997. Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 111-117. <https://doi.org/10.1080/09670269710001737029>
2014. Establishing ecological reference conditions and tracking post-application effectiveness of lanthanum-saturated bentonite clay (Phoslock®) for reducing phosphorus in aquatic systems: An applied paleolimnological approach. *Water Manage.* 94, 77-85. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2014.02.038>
2019. From green to transparent waters - Managing eutrophication and cyanobacterial blooms by geo-engineering. Wageningen University, The Netherlands.
2020. Lanthanum modified bentonite behaviour and efficiency in

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126121>

(1) van Goserom, F. S. M. in *...*

and Lürting, M., in preparation. Managing eutrophication via phosphorus activation: a comparison between Phoslock® and Aluminium salts.

M.T.F.F., 2015. Handbook on the Toxicology of Metals, Fourth edi. ed.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.001>

Wang, K., 2017. Attempted management of cyanobacteria by Phoslock (lanthanum-modified clay) in urban lakes: water quality results and predictions. *Lake Reserv. Manag.* 33, 163-170.

<https://doi.org/10.1080/10402381.2016.1265618>

RESTORATION PROCEDURE - LABORATORY INVESTIGATIONS. Ecol Res Ser EPA.

Europe, 2020. Scenarios and costs for a Phoslock treatment in Kralingse Plas.

Effects of Phoslock® treatment and chironomids on the exchange of nutrients between sediment and water. *Hydrobiologia*

[REDACTED], Greenop, B., Goss, Z., [REDACTED] Adeney, J., 2003. Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to the Australian waterways: preliminary findings, Hydrobiologia.

2016. Reducing Phosphorus to Lake Eutrophication is a Success. Environ. Sci. Technol. 50, 8923-8929.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02204>
 [REDACTED] Speaker, Hauser, S., 2009. Safety and tolerance of Lantharenol® in adult

healthy Beagle dogs. J. Toxicol. 32 32, 129-265.
Toxicity Study in Wistar Rats with Phoslock - Final Study

P.G. [REDACTED] W.P., 1999. Comments on the exchange of La^{3+} by Na^+ and K^+ in La-vermiculites and

smect. [REDACTED] the precipitation of Rhabdophane ($\text{LaPO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$). CSIRO Land and Water Report. [REDACTED] /, 2000. Maximum Permissible Concentrations and

_____ C.,

bentonite clay (Phoslock®) application: an analysis of water column lanthanum data from 16 case studies. *Water, Air, and Soil Pollut.* 2013a. Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock®) application: an analysis of water column lanthanum data from 16 case studies. *Water, Air, and Soil Pollut.* 2013b. <https://doi.org/10.1007/s11336-013-9316-2>.

study lakes. *Water Res.* 47: 5830–42. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.016>

29

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.020>

[REDACTED], 2013b. Comparison of phosphorus (P) removal properties of materials proposed for the control of sediment p release in UK lakes. *Sci. Total Environ.* 442, 103-110. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.09.066>

[REDACTED] J., [REDACTED] G., [REDACTED] H., [REDACTED] U., 2014. Eichbaumsee - Gewässerökologisches Monitoringprogramm (U [REDACTED] 304/01/2013).

[REDACTED], J.L., [REDACTED], M.T., 2000. Canning river Phoslock field trial - ecotoxicity testing final. Report No: ET317R.

[REDACTED]t, J., 2002. Administration of a novel phosphate binder, Fosrenol®, with food is associated with food tolerability and low systemic absorption. *Am. J. Nephrol.* 13.

[REDACTED] [REDACTED] The Environmental Science of Drinking Water, The Environmental Science of Drinking Water. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-7506-7876-X5001-5>

van [REDACTED], J., 2016. KRW-visstandonderzoek Kralingse Plas 2016.

van [REDACTED], J., [REDACTED], R., 2020. Voedselwebanalyse Kralingse Plas. Rapportnummer: 20190121/rap01.

Van [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] M., 2014. Lanthanum from a modified clay used in eutrophication control is bioavailable to the marbled crayfish (*Procambarus fallax f. virginalis*). *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102410>

[REDACTED] M., 2011. Effects of the novel “Flock & Lock” lake restoration technique on *Daphnia* in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *Hydrobiologia* Res. 33, 255-263. <https://doi.org/10.1007/plankt/fbq092>

[REDACTED] [REDACTED] [REDACTED], 2013. The effect of phosphorus binding clay (Phoslock®) in mitigating cyanobacterial nuisance: a laboratory study on the effects on water quality variables and plankton. *Hydrobiologia* 710, 265-277. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1206-x>

[REDACTED] in review. Evaluation of a whole lake eutrophication management technique using combined flocculation and in-situ phosphorus immobilization. *Int. Waters.*

[REDACTED] W. 2017. CHEAOS Next: Chemical Equilibria in AQUatic Systems.

[REDACTED] [REDACTED] E., 2010. Protocols belonging to the report ‘Toxicity of [REDACTED] in concentrated water samples’, RIVM Report 607013011/2010.

[REDACTED] G., [REDACTED] van de Sande, R., 2019. The unfulfilled promise of urban Lake Kleine Melanen (The Netherlands). Diagnostics, experiment on reduction of sediment P-release and in-lake restoration. *Lal* [REDACTED] 8-24. <https://doi.org/10.1080/10402381.2018.1505791>

[REDACTED] [REDACTED] 2017a. Effects of combined flocculant - Lanthanum modified bentonite treatment on aquatic macroinvertebrate fauna. *Water Res.* 122, 183-193. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2017.05.075>

Wageningen, [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] 2016a. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant - Lanthanum modified bentonite treatment. *Water Res.* 97, 82-95. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.034>

[REDACTED] [REDACTED] 2016b. Geo-engineering experiments in two urban ponds to control eutrophication. *Water Res.* 97, 69-82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.070>

[REDACTED], 2017b. Bio-accumulation of lanthanum from lanthanum modified bentonite treatments in lake restoration. *Environ. Pollut.* 230, 911-918. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.046>

[REDACTED] [REDACTED] L.-L., [REDACTED] X., 2017. Bioavailable phosphorus (P) reduction is less than mobile P immobilization in lake sediment for eutrophication control by inactivating agents. *Water Res.* 109, 196-206. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.045>

[REDACTED] 2020. Assessing aquatic macrophyte recovery responses following lanthanum-modified bentonite applications. University of Stirling.

[REDACTED], 2009. Phoslock Toxicity Testing with Three Sediment Dwelling Organisms (*Hyaella azteca* , *Hexagenia* spp . and *Chironomus dilutus*) and Two Water Column Dwelling Organisms (Rainbow Trout and [REDACTED] bicoke, Ontario.

WHO, 2003. Guidelines for safe recreational water environments - Coastal and Fresh waters new Guidelines for Safe Recreational Water

[REDACTED] 2010. Identification of a

benthic microcystin-producing filamentous cyanobacterium (Oscillatoriales) associated with a dog
 [redacted] New Zealand. *Toxicon* 55, 897-903. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2009.12.019>
 [redacted] T.M., [redacted] A.P.E., [redacted] F., Botta, C.M.R., [redacted] P.S., [redacted] R.L.,
 [redacted] 2015. Assessment of Phoslock® application in a tropical eutrophic
 reservoir: An integrated evaluation from laboratory to field experiments. *Environ. Technol. Innov.* 4,
 194-205. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2015.07.002>
 [redacted] 2008. Report on the Application of Bentophos on the Silbersee. Ottersberg [redacted]
 [redacted] Epe, T.S., 2016. Analysis of the La:P ratio in lake sediments [redacted] and spatial distribution
 assessed by a multiple-core survey. *Water* [redacted] 97, 96-100.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.037>

Appendix

Box 1A - Exclusion of studies using soluble lanthanum salts

As pointed out in section 2.1.1 the use of different lanthanum compounds in ecotoxicological assays has produced a high variability in the test results, showing higher toxic effects for the soluble lanthanum salts compared to the insoluble lanthanum forms and to Phoslock® (Riley et al., 2016 and references therein). Furthermore, even for studies conducted with the soluble salts and using the same test species, substantial differences for the dose descriptor values were reported between the studies (Riley et al., 2013a). The discrepancy of the dose descriptor values for the soluble lanthanum compounds reported in the literature is mainly due to the implementation of different study designs and the difference in the chemical composition of the aqueous medium used in the assays (Riley et al., 2016). Lanthanum has a strong preference for oxygen-containing anions like carbonate and phosphate with which it can form stable compounds. Therefore, the different ionic strength and ionic composition of the test medium used in the various ecotoxicological assays highly influenced the test results, even among studies conducted with the soluble salts. This inconsistency in test results with the soluble lanthanum salts does not allow a consolidated comparison with tests conducted with Phoslock® itself and was one reason why these studies were excluded in the present toxicity assessment.

In addition, with regard to the use of Phoslock® for eutrophication management, it is important to consider the speciation of any Phoslock® derived lanthanum in the natural environment to which it is introduced. Phoslock® is specifically designed to overcome any ecotoxicological effects associated with lanthanum (Riley et al., 2003). The lanthanum is strongly adsorbed within the interlayer space of the clay matrix and is not released in its ionic form in moderate to high alkalinity water. Any filterable lanthanum species in natural water is found to be in a colloidal form, either as lanthanum phosphate or associated with humic acids (Riley et al., 2017). Thus, due to the different chemical properties and toxicological features of Phoslock® in the aqueous environment the direct comparison with tests conducted with the soluble lanthanum salts is inappropriate and the second reason why these studies are excluded for the toxicological assessment in this report.

At least, as the early experimental formulation of Phoslock® was a liquid form which differs considerably from the actual dry granular formulation produced since the end of 2006, studies undertaken during the early development phase of Phoslock® were not considered for the present document. The sole exception to this is the study described by Riley et al. (2000). These authors demonstrated that after thorough testing by CSIRO, modifications to the formulation avoid excessive lanthanum leaching from the liquid form. Therefore the results from this study allows a somewhat comparability with the studies undertaken with the actual dry granular form and thus were included in the toxicity evaluation presented here.

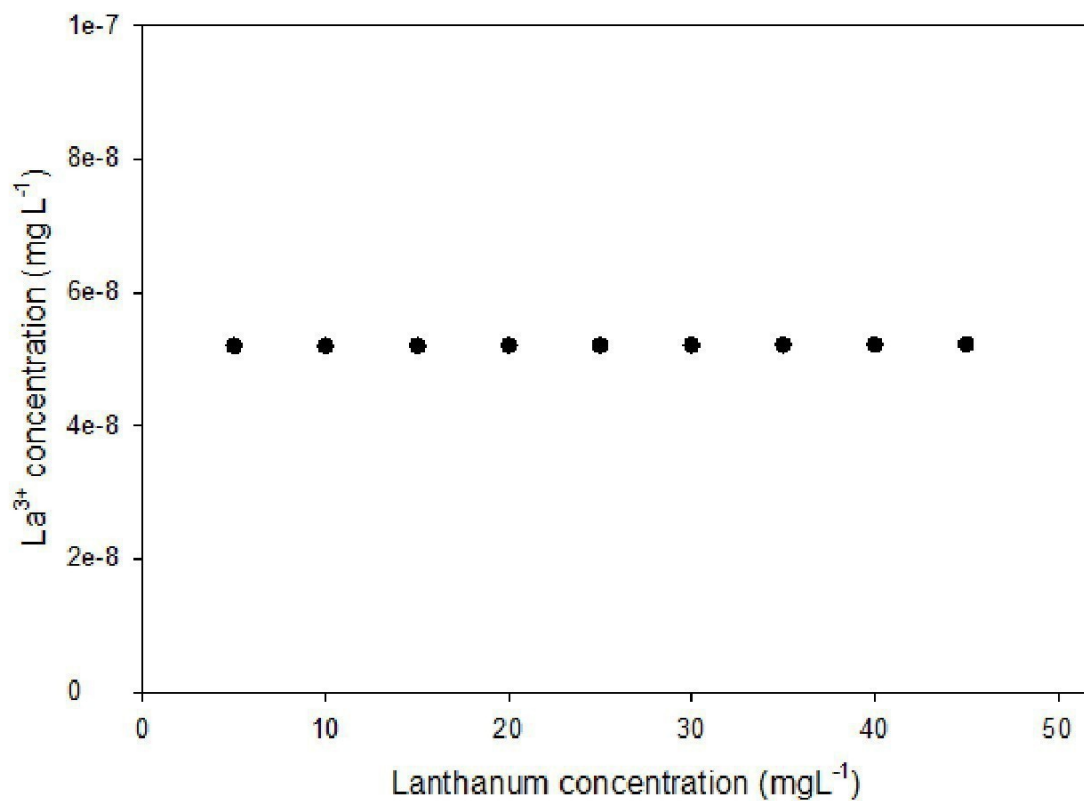


Figure 1A. free La ions concentration estimated as a function of La concentration added using CHEAQS ([REDACTED] 2017). The input was based on data provided by HHSK of CO_3 (170 mg/L), Ca (80 mg/L) - as a proximity of alkalinity- and PO_4 (0.6 mg/L) concentration, pH value was fixed at 7. This estimation is a worst-case scenario because we considered that 1 [REDACTED] added would be leached from the clay. The values actually measured are below 0.11% [REDACTED] and [REDACTED] 10; NICNAS, 2001; [REDACTED] al., in review.). The CHEQS may also overestimate possible free La^{3+} concentration as La ions might also bind dissolved organic carbon ameliorating any possible toxic effect (Li et al., 2020; [REDACTED] al., 2013a).

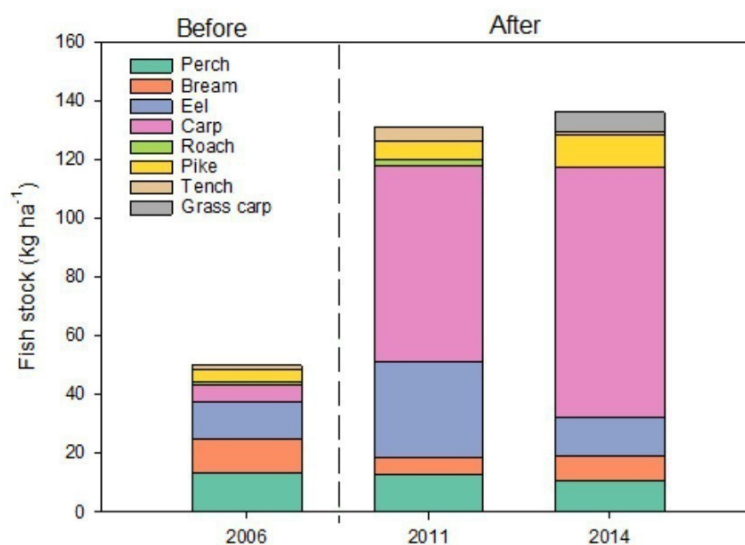


Figure 2A. Fish stock in Lake de Kuil (The Netherlands) before and after a Phoslock application (Data modified [REDACTED] al., 2016a).

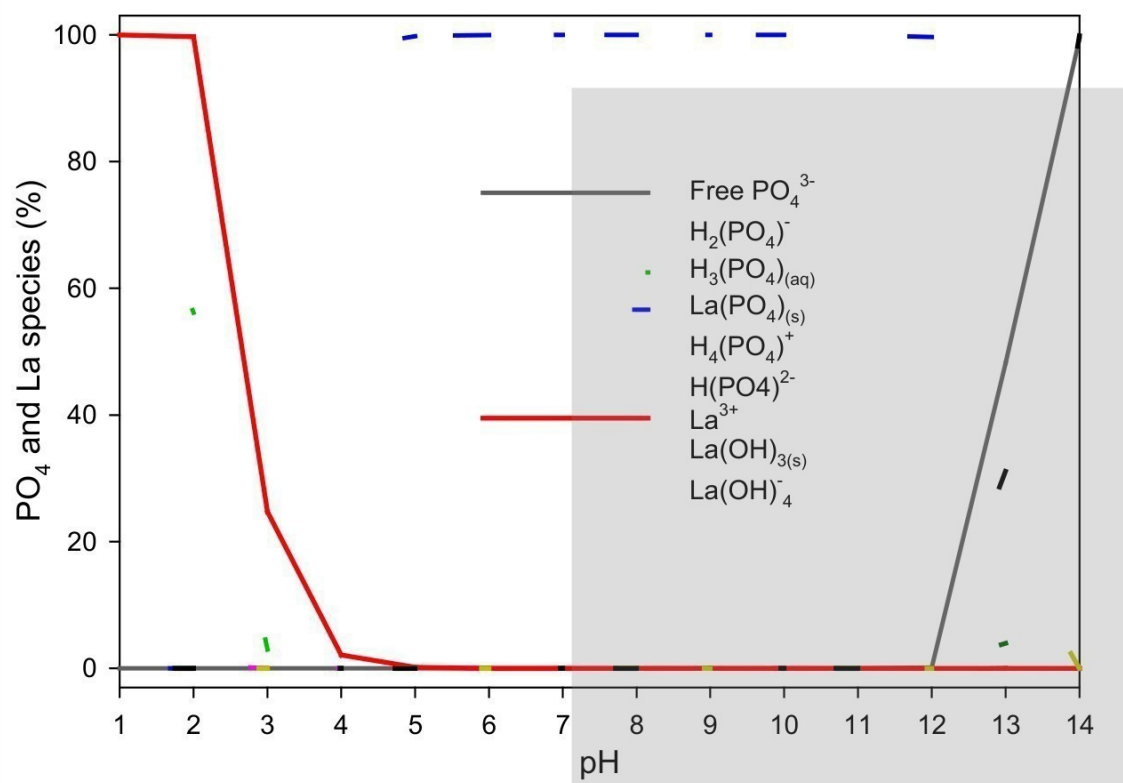


Figure 3A. La and PO_4 species (in % of abundance) at different pH predicted from chemical equilibrium modelling (CHEAQS [\[1\]](#), 2017)) using as input 4 μM of La and P. Note that $\text{La}(\text{PO}_4)$ is stable between pH 4 and 12. Subscript s in the legend means solids. Grey rectangle is the pH range with predominantly the insoluble $\text{La}(\text{PO}_4)_{(s)}$. (graph from Mucci et al., in prep).

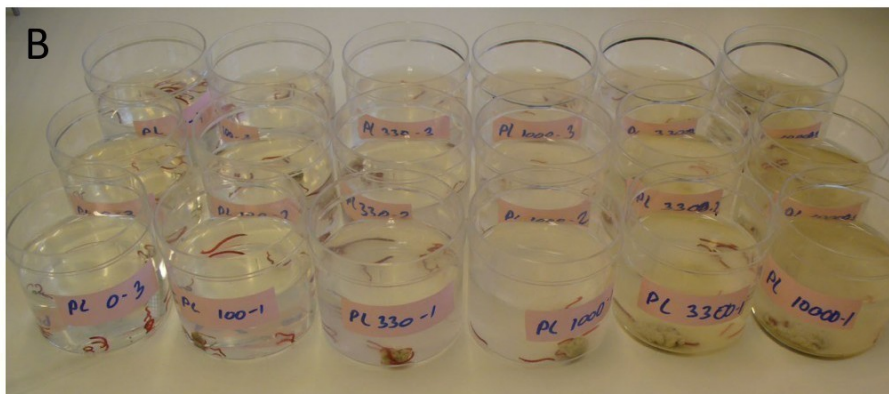
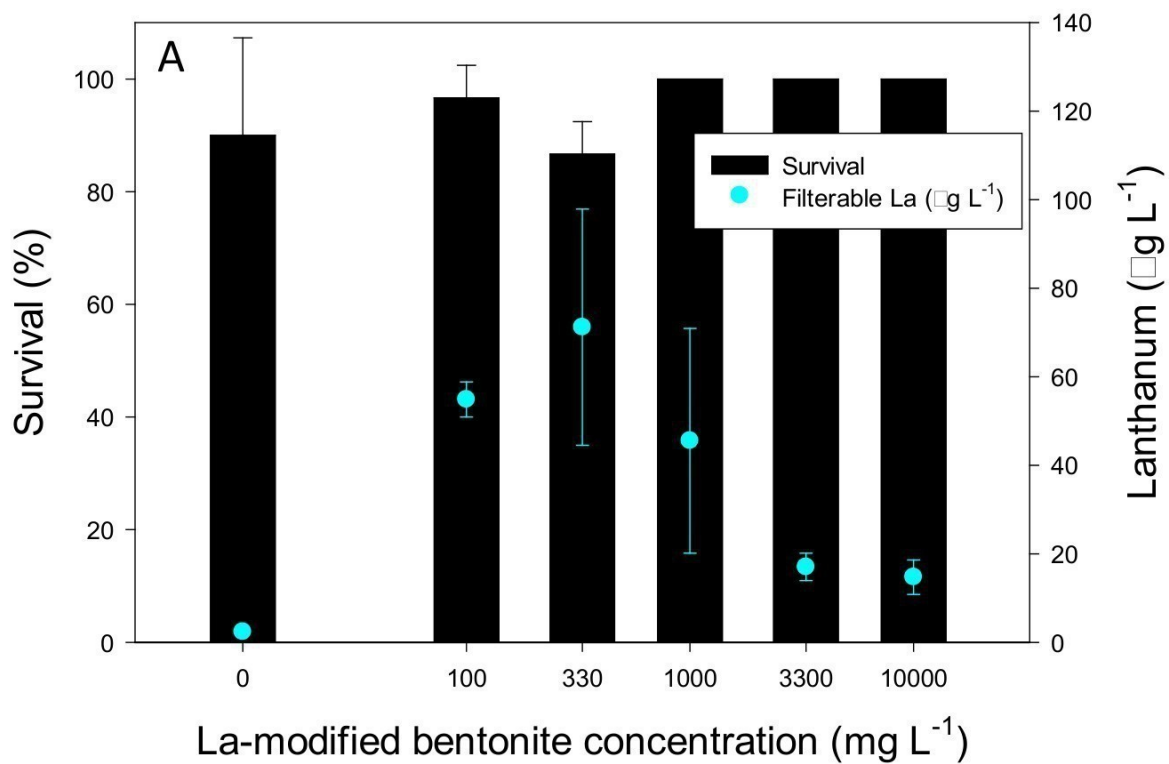


Figure 4A. (A) Experiments exposing *Chironomus* sp. to different Phoslock® concentration (100 to 10000 mg/L) for seven days. The bars represent survival rate (%) and circles filterable lanthanum (µg/L). (B) picture of the experiment (unpublished data).

Table 1A. List of all the 29 peer-reviewed studies that evaluated whole field Phoslock® application and/or enclosures experiments together with the main ecological changes observed in the studied systems. Table continues on next pages.

Reference	Main ecological changes observed
Barçante et al., 2020	Phoslock® reduced phosphorus concentration, increased Secchi disk and non-cyanobacteria biodiversity. Those changes were short due to the high large amount of nutrients that still enters in the reservoir by the tributaries. No fish kill or any adverse effect of Phoslock is mentioned.
[REDACTED] et al., 2020	It showed that after almost 10 years of Phoslock® application in lake Rauwbraken the La added was most presented in the sediment (91%), small percentage was presented in macrophytes. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned.
[REDACTED] 2019	Several restoration measures were implemented in Lake Kleine Melanen (Fish removal, dredging, removal trees and shrubs, construction of marsh area and sanding capping with Phoslock®). After the in-lake measures phosphorus and chlorophyll-a suffered significant reduction. Still the target of a clear water state was not completely met due the external P load caused by storm water runoff. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned
[REDACTED] on, 2018	Phoslock® decreased water column total P levels and shifted mobile sediment P fractions to the residual fraction in two golf ponds. Total N/P ratios (by mass) significantly increased. Consequent changes in the algal assemblage included decreases in dominance and overall density of cyanobacteria as well as a shift away from scum-forming genera to planktonic forms. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned
[REDACTED], 2017	Enclosure experiment in Heesch pond showed that a combination of dredging and Phoslock® was the treatment most effected; still, Phoslock® was not able to reduce as expected the P concentration which could be connect to the presence of humic acids, however the experiment was running for 59 days. Later [REDACTED] et al., 2015 showed that humi acids might cause a kinetic interference so probably, in this experiment were longer a further reduction in P would be expected. Also showed that the filterable La concentration was higher in the treatment with Phoslock® (However, this is not expected to be La ³⁺). Zooplankton abundance increase in all the enclosure and no adverse effect of Phoslock® was observed.
N [REDACTED] 2017	The study described the application and some results from 4 Phoslock® application in Canada and gives advice that for a successful aplicaiton of Phoslock the external P lead should be smaller than the internal loading. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned
[REDACTED] et al., 2017	Long term (9y) monitoring showing that Phoslock® treatment in Bärensee was able to reduce total P concentration and chlorophyll-a improving water quality and allowed the lake to be used continuously for swimming and recreation acitivity. Due to the constant input of nutrients from the recreational activities small maintance applications is needed. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned
[REDACTED] et al., 2017b	Phoslock® application in Lake de Kuil increased water quality and the La concentration content in macrophytes, chironomids, fish liver bone, muscle and skin. No acute and chronic effects of La accumulation were observed and human health risks are considered negligible. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned in the paper.

al., 2017a	The effect of Phoslock® combined with a low dose of FeCl ₃ on macroinvertebrates were assessed by a microcosm experiment; and by evaluating the macroinvertebrate community in lake de Kuil before and after the intervention. Results show a reduction in number and taxa after one month of the application, however, after one year the macroinvertebrate numbers and taxa exceeded the pre-application situation and Gastropoda and Oligochaeta prospered. The authors affirmed that the effects one month after the treatment are most likely due to the combination of physical impacts of the use of bentonite and chemical impacts of the use of FeCl ₃ , while effects after one year are likely attributed to the shift in trophic state of the lake.
al., 2016a	Phoslock together with fish removal reduced sediment P release and reduced chlorophyll-a concentration which established and kept a clear-water state in two urban ponds. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned in the paper.
et al., 2016	The study evaluated 18 lakes after a Phoslock® application (some of them together with a flocculant some of them solo Phoslock). The meta-analysis showed that total phosphorus concentration decreased significantly across the lakes, also significant reduction of phosphate. In addition to reduction of summer chlorophyll-a concentration and increase in Secchi depth, relatively weak but still significant. Aquatic macrophytes species number and maximum colonization depths increased followed by a Phoslock® treatment. In general, Phoslock® application improved water quality and the authors stress the need for comprehensive pre- and post-application assessment.
n et al., 2016b	Phoslock® application, together with a low dose of FeCl ₃ (as a flocculant) reduced sediment P release and effectively precipitated the cyanobacterial bloom presented in Lake de Kuil. The treatment increased secchi depth, decreased chlorophyll-a and TP, increased the macrophyte coverage. Overall, the treatment improved water quality for six summer changing the Lake to a more mesotrophic state. However, due to the constant external P load the lake the sediment P-release has gradually increased in recent years. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned in the paper.
2016	After a solo Phoslock® application in Swan lake, the TP concentration and phytoplankton biomass reduced in the year after. Secchi transparency increased and no cyanobacterial bloom nor cyanotoxin was identified. Overall, the authors observed a lack of response in the first treatment year because Phoslock® was applied late in the season (end of April and March), when the P released from the sediment was already been taken up by phytoplankton. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned in the paper.
2015	In an enclosure experiment in a reservoir, Phoslock® increased turbidity but after 12h turbidity was lower than the control. A reduction in phosphate was also observed after a Phoslock® application. An increase in phytoplankton community was also observed in the enclosure. After 29 days of treatment a reduction in richness of the benthic community was observed, the authors stressed that a natural recovery process might occur in the reservoir after the restoration period, enabling the appearance of a great diversity of organisms linked to healthier aquatic conditions. The authors also evaluate through microcosm experiments the effect on one species of zooplankton and benthic organisms, showing an effect during the treatment on <i>C. silvestrii</i> and no mortality after 984 hours. 42% of the benthic organisms died in the control which is higher than the treatment (33%), because of the high mortality rate in the control the experiment cannot conclude anything towards Phoslock® toxicity.

██████████ al., 2016	The study evaluated sediments from 10 European lakes treated with Phoslock®. They showed that Lanthanum phosphate mineral (rhabdophane and monazite) were formed in all of the treated lakes. Also that the ratio between La and P were above 1 and that La was vertically mixed in the sediment in a depth up to 10 cm. Phosphorus release experiment done also indicating effective control of sediment P release (2 to 9 years after the treatment).
██████████ et al., 2014	Phoslock® improved water quality in Loch Flemington (described in other study) and this paper discussed how the aquatic macrophyte community in Loch Flemington responded to Phoslock®. The Aquatic plant colonization depth increased and plant coverage of the lake bed extended as a result of Phoslock® application. However, the predominant plant was <i>Elodea canadensis</i> and species richness remains similar to previously condition. The authors discussed that the P reduction is not sufficient by itself to rapidly restore aquatic macrophyte species diversity of a lake, so the P reduction will not solve a pre-existing problem with aquatic invasive species.
Moos et al., 2014	The paper evaluate the diatoms assemblage through Paleolimnology studies in 4 system in which Phoslock was applied. The conclusion is that Phoslock reduced TP concentration in all of them and in 2 Canadian system there were a short-lived changes in the diatom assemblage while in the two Australian sites the diatom assemblage were similar to pre-application which seems that to be driven by season rainfall or climate. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned in the paper.
██████████ al., 2014	Phoslock® was applied in Laguna Niguel Lake in 2011, as a result phosphorus concentration decreased, Secchi depth improved and phytoplankton diversity increased. No fish kill or any adverse effect of Phoslock is mentioned in the paper.
██████████	The paper shows the result of two Australian river before and after a Phoslock® application. It shows that phosphorus reduced over time as a result of the treatment in both rivers. In Lower vasse river despite a TP reduction from 400 to 150 ug/L still cyano blooms persisted. The authors stressed that Phoslock® application resulted in better water quality in both periods over the period was applied and also that can provide a better environment for the establishment of macrophytes, however for certain systems other intervention to assure macrophytes transplantation might be needed for instance water level manipulation, which is the case for Canning river. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned in the paper.
██████████ C. ██████████ 2013	Lake Rauwbraken was treated with Phoslock® and a low dose of PAC in 2008 the intervention caused a reduction in phosphorus and chlorophyll-a. Also, an increase in secchi depth and water transparency. Lake Rauwbraken since the intervention has not suffered cyanobacterial blooms. No fish kill or any adverse effect of Phoslock is mentioned in the paper.
██████████ et al., 2013	The paper investigated the potential for negative ecological impacts from elevated La concentrations associated with the use of Phoslock® across 16 case study lakes. Surface and bottom water peak TLa concentrations during and in the month following the application of Phoslock ranged from 0.026 mg/L to 2.300 mg/L and from 0.004 mg/L to 0.892 mg/L, respectively. The authors concluded besides other thoughts that the maximum reported estimates of Phoslock® in receiving waters did not exceed the EC50 values for Phoslock reported by others and based on laboratory trials. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned in the paper.

██████████ 2013	Phoslock® was applied to Loch Flemington, and sediment cores before and after the application were collected. The paper showed that Phoslock® increased the mass of P permanently bound to the sediment (apatite bound P). Phoslock® application also caused an increase in La concentration in the sediment. The authors also discussed if a multiple smaller dose compared to a single high dose is likely to increase cost-effectiveness. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned in the paper.
██████████ 2012	Lake Het Groene Eiland (clastrum) was treated with Phoslock® as a result the mean phosphate and total P concentrations were only marginally lower in the clastrum compared with the reference site. The cyanobacteria chlorophyll-a concentrations were significantly lower in the clastrum than in the reference water. The clastrum, however also experience gradual increase in P concentrations. Already after 1 year of Phoslock® application, a reapplication was needed. The authors stressed that interference with oxyanions and humic substances could negative influenced Phoslock. But these interferences were later proved to be a kinetic and given a certain time Phoslock would bind the phosphorus (██████████ al., 2015). The authors also mentioned that external P load from birds, or groundwater rich in P could have influenced the gradual increase in P concentration. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned in the paper.
██████████ en, 2012	Enclosure experiment in an urban pond showed that a combination of dredging and Phoslock® was the treatment most effected. The combined treatment reduced cyanobacterial biomass, microcystin and phosphate concentration. The authors also discussed that application of Phoslock® under high humic substances needs deeper research, which nowadays this interferences was study by ██████████ al. (2015) and showed that the interference is kinetic and does not change Phoslock® binding sites. No fish kill or any adverse effect of Phoslock is mentioned in the paper.
██████████ t al., 2012	This paper studied the short term alterations in sediment composition and sediment P-fractions based on sediment cores taken 2 days before and 28 days following a Phoslock® application in Clatto reservoir. After the intervention La concentration increased in the sediment. There was an increase in residual P fraction but the P mobile did not vary significantly over a period of 28 days, it is also arguable that 28 days is still too short to see a difference in the P_{mobile} as the P is not yet available to be bound and over time the change will occur as observed in other field applications. Experimental P adsorption studies showed that Phoslock® can increase the P-sorption capacity of the sediments.
██████████, 2011	Phoslock® and a low dose of PAC was applied in Lake Rauwbraken. The intervention reduced P and cyanobacterial biomass, also improved water transparency. They showed that right after the application <i>D. galeata</i> disappears from the water column for at least 3 months. However, after 3 months daphnids recovered to similar abundance than before the treatment. The authors discussed that several factors may have caused the disappearance of <i>D. galeata</i> following this treatment, for instance physical effects due to flocks (created by the addition of PAC), grazing inhibition by flocks and clay, very low food concentration and absence of predation refuge.
██████████, 2003	Phoslock® was applied in Vasse river and Canning River. In Vasse River, P and chlorophyll-a reduction were observed, however in Vasse River those changes were less clear. The authors stress that Phoslock® effectively intercepts the P released form the sediments and can strip phosphate from the water column, however, it will only work in a longer term in combination with external source control. No fish kill or any adverse effect of Phoslock® is mentioned in the paper.

[REDACTED], 2009	Document not available
[REDACTED] Heese, 2008	Document not available

B
ware

www.b-ware.eu

Bergse Plassen

Desktop and lab-based comparative testing of
LimnoPLUS and Phoslock prior to field scale
testing



Report
Bergse Plassen
Desktop and lab-based comparative testing of LimnoPLUS and
Phoslock prior to field scale testing

Client:

Hoogheemraadschap Schieland en de Krimpenerwaard (HHSK)

LSI Europe B.V.
Loderlaan 5A
3527KA Utrecht
Web: www.limnosolutions.com

01 March 2025

Content

INTRODUCTION.....	5
TASK 1 – 2 - CHARACTERISATION OF LIMNOPLUS AND PHOSLOCK.....	6
1. INTRODUCTION.....	6
2. METHODS	6
2.1. LimnoPLUS and Phoslock Analysis.....	6
2.1.1 XRF Scan and ICP Analytics	6
2.1.2 Eluates	7
3. RESULTS.....	7
3.1 LimnoPLUS and Phoslock Analysis.....	7
3.1.1 ICP-Analysis	7
3.1.2 XRF Scan	9
3.1.3 Eluates	9
TASK 3 - INCUBATION TESTS	9
1. INTRODUCTION.....	9
2. METHODS	9
2.1. Aim of work and Preparations	9
2.1.1 Sampling and Scope of Investigation.....	9
2.1.2 Preparations for Sediment Incubation	11
2.1.3 Sequential Phosphate Fractionation (Psenner Analysis)	12
2.1.4 Incubation Experiment.....	12
2.2. Sediment Core Incubation.....	13
2.2.1 Dose calculations.....	13
3. RESULTS.....	14
3.1. General Sediment Analysis.....	14
3.2 Sequential Phosphate Fractionation (Psenner Analysis)	15
3.3 Conditions in the lake.....	16
3.4 Sediment Incubation	18
3.4.1 Dissolved Oxygen und Redox Potential	18
3.4.1.1 Comment on Redox Potential	20
3.4.2 Phosphate, Ammonium and Nitrate.....	20
3.4.3 Lanthanum	21
4. CONCLUSIONS	22
TASK 4 - DOSAGE REQUIREMENTS FOR THE BERGSE PLASSEN.....	23
1. INTRODUCTION.....	23
2. DOSE CALCULATION	23
TASK 6 - HUMAN HEALTH RISK ASSESSMENT	27
1. INTRODUCTION.....	27
2. DESCRIPTION OF PRODUCTS AND THEIR USE IN THE AQUATIC ENVIRONMENT	28
3. DESCRIPTION OF THE RISK ASSESSMENT (RA) APPROACH AND HAZARD IDENTIFICATION.....	29
3.1 Step 1 – Main components	29
3.2 Step 2 – Appropriate stressor related to the active ingredient La	29
3.3 Step 3 - Appropriate surrogate data for La exposure.....	30
3.4 Step 4 – Exposure pathways	32
4. LANTHANUM EXPOSURE ASSESSMENT	33
5. TOXICOLOGICAL EVALUATION OF HUMAN ORAL LANTHANUM EXPOSURE BY WATER INGESTION	35
5.1 Hazard characterisation	35
5.2 Risk characterisation	36
5.3 Assessment and summary of the toxicological evaluation for human oral La exposure.....	37
6. QUALITATIVE ASSESSMENTS: INDIRECT EXPOSURE PATHWAYS AND DERMAL EXPOSURE.....	37
7. QUALITATIVE ASSESSMENTS FOR LA EXPOSURE OF MAMMALIAN AND AVIAN SPECIES	38
8. CONCLUSION.....	40
TASK 7 - ASSESSMENT OF POTENTIAL ENVIRONMENTAL IMPACTS OF LMC DERIVED LANTHANUM	41
1. INTRODUCTION AND PROBLEM FORMULATION	41
2. SHORT DESCRIPTION OF THE PRODUCTS	41

3. GENERAL DESCRIPTION OF THE ENVIRONMENTAL RISK ASSESSMENT (ERA) APPROACH	41
4. ECOTOXICOLOGICAL RISK ASSESSMENT – ERA OF PHOSLOCK AND LIMNOPLUS.....	42
4.1 Description of the adopted approach for the ERA	42
4.2 Hazard identification	44
4.2.1 Stressor definition: Evaluation of the active ingredient La.....	44
4.2.2 Stressor selection and conclusive approach.....	44
4.3 Exposure assessment and determination of PEC values	45
4.4 Hazard characterisation	46
4.5 Risk characterisation	47
4.5.1 Phoslock	47
4.5.2 LimnoPLUS.....	50
4.6 Evaluation and Summary for ERA.....	52
5. QUALITATIVE ASSESSMENTS: PHYTOPLANKTON AND MACROPHYTES	52
5.1 Phytoplankton.....	52
5.2 Macrophytes	53
6. IMPACT ASSESSMENT RELATED TO TURBIDITY	53
7. BIOAVAILABILITY, BIOACCUMULATION AND BIOMAGNIFICATION	54
8. ENVIRONMENTAL FATE.....	55
9. CONCLUSION.....	56
ANNEX	57
REFERENCES	65

Introduction

LimnoPLUS (original name Zeofixer) is a new phosphorus binder developed by Eastern Node/ZET. It is a 10 percent lanthanum-based product which, in addition to lanthanum, consists of bentonite and amorphous minerals.

The mechanism by which LimnoPLUS binds phosphate is similar to Phoslock. Like Phoslock, it is applied as a suspension to the water surface and rapidly sinks to the sediment surface. Based on information supplied by the manufacturer, LimnoPLUS binds phosphate ions from the water column during application and on the sediment surface or within the sediment under any redox condition. Although the mechanism by which LimnoPLUS works is similar to Phoslock, it is important to assess the risks posed by LimnoPLUS to aquatic organisms due to the material's higher lanthanum content.

The Hoogheemraadschap Schieland en de Krimpenerwaard (HHSK) have commissioned LSI to perform a toxicological review of LimnoPLUS, as well as a study aimed at (a) evaluating the material, (b) assessing its effect in preventing phosphorus release from sediments, while comparing its performance to that of Phoslock as a reference.

This document outlines the tests that LSI has conducted for HHSK with LimnoPLUS and Phoslock thus far. During this Phase (Phase 1), both the efficiency of the material in terms of P binding and the stability of the lanthanum within the clay matrix have been tested. Additionally, the effect of varying water chemistries on the efficiency of the product has also been tested in a larger-scale study that involved incubating sediment cores extracted from the Bergse Plassen, a eutrophic lake system in Rotterdam (Netherlands). The study aims to confirm the effectiveness of LimnoPLUS in comparison to Phoslock in preventing sediment P release in real lake water.

In its June 2024 proposal, LSI proposed to undertake the following nine tasks:

1. Characterisation of LimnoPLUS and Phoslock by XRF
2. Assessment of lanthanum leaching by both materials in Bergse Plassen water
3. Incubation tests to test P uptake and prevention of sediment P release
4. Determination of dosage requirements for the Bergse Plassen
5. Determination of duration of effectiveness (in original proposal, but subsequently deleted)
6. Human Safety Risk Assessment
7. Assessment of potential impacts (in terms of La leaching) to Bergse Plassen
8. Evaluation of effects of La modified clays (LMC) on daphnia and macrofauna
9. Assessment of benefits of conducting an enclosure / mesocosm study

This report covers Tasks 1-4 and Task 6 of the above list. Task 5 (Duration of Treatment Effectiveness) was included in an earlier version of the LSI proposal, but a decision was undertaken by HHSK and LSI not to include this in the final proposal. As Tasks 1 and 2 relate to the basic characterisation of the materials, the methods and results for these tasks are presented together. Tasks 8-9 will be reported on at a later date following further discussions with HHSK.

Task 1 – 2 - Characterisation of LimnoPLUS and Phoslock

1. Introduction

The basic characterisation of LimnoPLUS and Phoslock involved two principal components - the analysis of batch samples of both materials by X-Ray Fluorescence (Task 1) and the preparation of eluates from and analysis of lanthanum concentrations in both materials (Task 2). The methods and results of these tests are described below.

2. Methods

2.1. LimnoPLUS and Phoslock Analysis

The eluate tests, XRF scans, and ICP analyses for lanthanum were conducted at the accredited laboratory, Chemisch-Technisches Laboratorium Luers GmbH & Co. KG in Bremen, Germany.

2.1.1 XRF Scan and ICP Analytics

For Task 1, an elemental analysis of LimnoPLUS and Phoslock was conducted based on three parallel tests. The analysis was performed using X-ray fluorescence (XRF) spectroscopy, a rapid and non-destructive method for the elemental analysis of individual components of the materials. This method is less precise than inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES), where samples are digested with acid, and the standard deviation for individual elements in XRF can be as high as 25%. Therefore, it should be noted that this analysis is only suitable for providing an overview (semi-quantitative analysis) of a material's composition. Three samples were analysed, and the mean value was determined.

X-ray fluorescence spectroscopy (XRF) is a useful screening method for analysing the components of materials. In XRF analysis, a material sample is excited by either polychromatic X-rays, gamma radiation, or ionizing radiation (e.g., excitation via an electron beam → EDX). During this process, electrons in the inner shells of the atom are ejected by energy input which allows electrons from higher energy levels to transition to lower energy states. The energy released during this process is emitted as element-specific fluorescence radiation, which can be detected by a radiation detector.

X-ray fluorescence analysis enables the identification and quantitative determination of all elements with an atomic number of $Z \geq 5$ (e.g., boron), across a wide range of compositions. The method is particularly effective in the detection of trace impurities, such as heavy metals with high atomic numbers. (Kroog and Leary, 1992).

Atomic emission spectrometry (AES), also known as optical emission spectrometry (OES) or flame spectroscopy, on the other hand, is a technique of atomic spectroscopy used for both qualitative and quantitative analysis of solid samples, typically following complete digestion with aqua regia.

This method relies on the fact that excited atoms emit electromagnetic radiation characteristic of the chemical element, thereby providing information about the composition of the sample. Atom excitation occurs through an external energy source, such as an inductively coupled plasma (ICP), which facilitates the transition to the plasma state. (Kroog and Leary, 2020).

For the analysis of the LimnoPLUS and Phoslock samples by XRF and ICP, the material was dried and ground into a homogeneous powder. Dry weight (DW), density (D), and loss on ignition (LOI at 550°C and 800°C) were determined from the same samples. Lanthanum was measured using the ICP analytical method (Table 1).

Table. 1: Parameters of the LimnoPLUS and Phoslock analysis

Parameter	Method
Dry Weight	DIN ISO 11465:1996-12
Density	DEV C9:1974
Loss on ignition at 550°C (LOI 550°C)	DIN EN 15169 2007-05
Loss on ignition at 800°C (LOI 800°C)	DIN EN 15169 2007-05
Lanthanum (La)	DIN EN 16171:2017-01

2.1.2 Eluates

The purpose of the eluate test was to assess the stability of LimnoPLUS in the liquid medium by determining lanthanum concentrations in the eluate compared to Phoslock.

For Task 2, three samples of both materials were ground into a fine powder in a mortar (particularly Phoslock) and mixed with deionized water in a 10:1 (water:solid) ratio. The suspensions were extracted for 24 hours in an overhead shaker, and after a 15-minute settling period, were centrifuged at 2000 g for 30 minutes. The supernatant was then filtered through a 0.45 µm filter, and the filtrate analysed for filterable lanthanum (FLa) using ICP-OES. Additionally, dry matter, density, and loss on ignition (LOI) were also determined. Three samples were analysed, and the mean value was determined.

3. Results

3.1 LimnoPLUS and Phoslock Analysis

Initially, LimnoPLUS and Phoslock were analysed for their components, including their content of lanthanum, as well as for potential contaminants. The stability of the materials suspended in water was also tested.

3.1.1 ICP-Analysis

LimnoPLUS and Phoslock were analysed for lanthanum content using ICP analysis after digestion (Table 2). The materials had a lanthanum content of 11% and 4,9% respectively (dry weight basis), which was in accordance the manufacturer specifications. The dry matter content was 91,9% and 91,3% respectively, and the density 2,9 and 2,4 g/ml. Both materials were a grey colour, attributable to the bentonite content within it.

Table. 2: Material characteristics and extractable lanthanum after 24 h mixed with deionised water.

Parameter	Unit	LimnoPLUS	Phoslock
Dry weight	% (m/m)	91,9	91,3
Density	g/cm ³	2,9	2,4
LOI 550°C	% DW	5,56	3,64
LOI 950°C	% DW	8,92	7,17
Eluates (ICP)			
Lanthanum	mg/l	0,03	1,9
Materials (ICP)			
Lanthanum	mg/kg DW	110.000	49.000

Table 3: XRF scan of LimnoPLUS (Batch n° 27.5.2024 (prod. 18.3.2024)) and Phoslock (Batch n° 17128B)

Atomic number and code	Element	Unit	LimnoPLUS	Phoslock
			Concentration	
11 Na	Sodium	mg/kg	10007	<100
12 Mg	Magnesium	mg/kg	4228	7907
13 Al	Aluminium	mg/kg	15990	24293
14 Si	Silicon	mg/kg	101033	100930
15 P	Phosphorus	mg/kg	88	<2
16 S	Sulphur	mg/kg	284	130
17 Cl	Chlorine	mg/kg	6397	2010
19 K	Potassium	mg/kg	9002	6603
20 Ca	Calcium	mg/kg	6292	5477
22 Ti	Titanium	mg/kg	527	523
23 V	Vanadium	mg/kg	183	80
24 Cr	Chromium	mg/kg	173	75
25 Mn	Manganese	mg/kg	313	270
26 Fe	Iron	mg/kg	5220	8157
27 Co	Cobalt	mg/kg	<1,5	<2
28 Ni	Nickel	mg/kg	12	10
29 Cu	Copper	mg/kg	7,43	4,10
30 Zn	Zinc	mg/kg	45	99
31 Ga	Gallium	mg/kg	8,37	11
32 Ge	Germanium	mg/kg	1,27	0,90
33 As	Arsenic	mg/kg	3,20	1,73
34 Se	Selenium	mg/kg	0,57	0,30
35 Br	Bromine	mg/kg	1,77	<0,2
37 Rb	Rubidium	mg/kg	64	53
38 Sr	Strontium	mg/kg	65	89
39 Y	Yttrium	mg/kg	8,90	20
40 Zr	Zirconium	mg/kg	37	120
41 Nb	Niobium	mg/kg	5,13	9,10
42 Mo	Molybdenum	mg/kg	1,60	<0,1
44 Ru	Ruthenium	mg/kg	<0,2	<0,2
45 Rh	Rhodium	mg/kg	<0,2	<0,2
47 Ag	Silver	mg/kg	<0,2	<0,2
48 Cd	Cadmium	mg/kg	1,00	1,10
49 In	Indium	mg/kg	6,33	7,27
50 Sn	Tin	mg/kg	1,27	0,90
49 In	Indium	mg/kg	1,00	1,10
50 Sn	Tin	mg/kg	6,33	7,27
51 Sb	Antimony	mg/kg	6,60	8,73
52 Te	Tellurium	mg/kg	26	37
53 I	Iodine	mg/kg	26	40
55 Cs	Caesium	mg/kg	200	223
56 Ba	Barium	mg/kg	350	983
57 La	Lanthanum	mg/kg	91957	59007
58 Ce	Cerium	mg/kg	<1,5	106
72 Hf	Hafnium	mg/kg	1,80	2,10
73 Ta	Tantalum	mg/kg	2,10	0,80
74 W	Tungsten	mg/kg	3,37	1,93
79 Au	Gold	mg/kg	1,57	0,2
80 Hg	Mercury	mg/kg	<0,3	0,1
81 Tl	Thallium	mg/kg	1,20	0,40
82 Pb	Lead	mg/kg	19	20
83 Bi	Bismuth	mg/kg	0,75	0,47

3.1.2 XRF Scan

Overall, the results of the XRF scan were relatively consistent between LimnoPLUS and Phoslock, with the exception of sodium and chlorine concentrations. In addition, the lanthanum concentration in LimnoPLUS was higher than that of Phoslock (Table 2 and 3), in line with expectations. XRF scans are primarily used for elemental screening and, compared to ICP analysis, are less precise. Deviations can reach up to 25% per element in certain cases.

The majority of the elements detected by the XRF scan can be attributed to the natural composition of bentonite or similar base substances used in LimnoPLUS and Phoslock.

3.1.3 Eluates

Lanthanum was detected in the eluates of LimnoPLUS and Phoslock in low concentrations by the analytical method used (ICP-OES) (Table 2). Both materials appear to maintain stability in an aqueous medium, although lanthanum concentrations in the Phoslock eluate were 63 times higher than in the LimnoPLUS eluate. On the whole, the lanthanum was firmly bound to the material of both materials and only released in small or minimal amounts.

Task 3 - Incubation Tests

1. Introduction

For Task 3, incubation tests were conducted on cores collected from the Bergse Plassen to confirm the ability of the materials to bind phosphate and prevent sediment P release and determine any effects on other chemical parameters.

2. Methods

2.1. Aim of work and Preparations

The incubation experiment with treated and untreated sediment cores from Bergse Plassen was designed to assess the properties and performance of LimnoPLUS and Phoslock under anoxic conditions, high temperature and alkalinity, thereby simulating a typical summer situation in Bergse Plassen's natural aquatic environment.

2.1.1 Sampling and Scope of Investigation

For the incubation trial, thirteen sediment cores, each approximately 20 cm in length, were collected at Location 20 from the Bergse Voorplas (Figure 1 and 2), using an UWITEC sediment corer. This area was selected due to the homogeneous nature of its sediment properties, such as thickness and phosphorus content (Yasseri *et al.*, 2023). Additionally, sediment composition in this area of the lake is unaffected by a sand layer.

One sediment core was sectioned into three layers (0-5 cm, 5-10 cm, and 10-20 cm) on site. These samples were then transferred into jars and transported to the laboratory for analysis (Table 5). A sequential phosphate extraction (Task 1-2, Chapter 2.2.3) was performed. In addition, water samples were also taken from both the surface and various depths and sent to the laboratory for analysis of the parameters listed below (Table 4).

On-site measurements, including Secchi depth, temperature, electrical conductivity, redox potential, and dissolved oxygen, were recorded during sampling.



Figure 1: Sediment core sampling at Bergse Voorplas in Rotterdam using an UWITEC corer.

17: 51°57'10.1"N 4°29'14.9"E
 11: 51°57'04.0"N 4°28'59.1"E
 6: 51°56'54.6"N 4°28'55.9"E
 20: 51°56'52.7"N 4°29'20.8"E
 24: 51°57'01.8"N 4°29'41.1"E
 31: 51°57'18.4"N 4°29'44.7"E

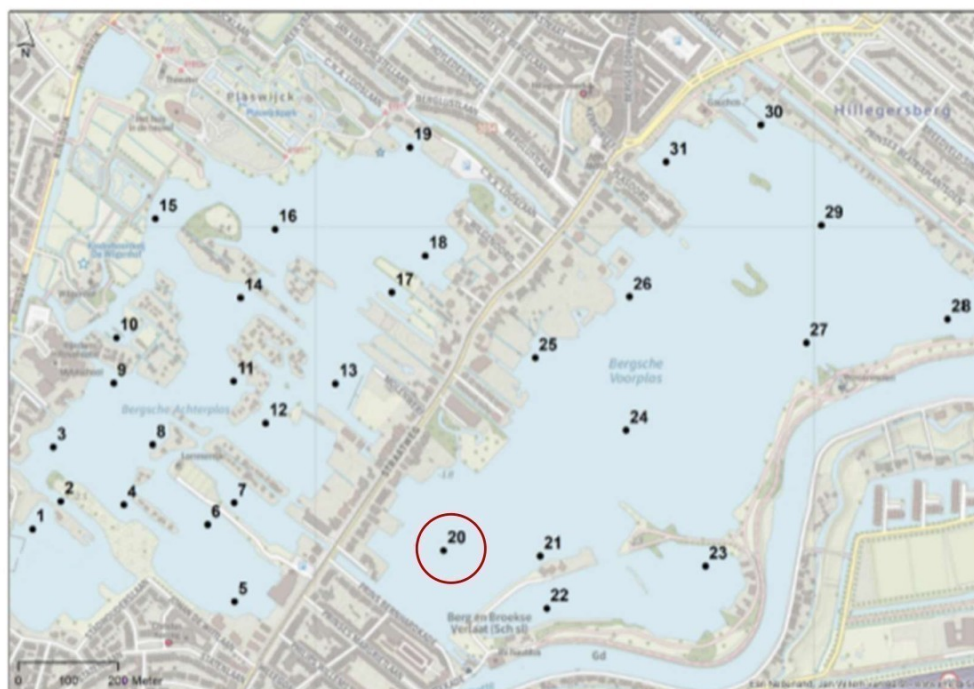


Figure 2: Sampling location (Location 20, red circle) at Bergse Voorplas in Rotterdam/The Netherlands

Table 4: Parameters of the lake water analysis

Parameter	Method
TN	DIN EN 12260:2003-12
TP	DIN EN ISO 6878:2004-09
PO ₄ -P	DIN EN ISO 6878:2004-09
TOC	DIN EN 1484:2019-04
NH ₄ -N	DIN EN ISO 6878:2004-09
NO ₃ -N	DIN EN ISO 10304-1:2009-07
Fe	ISO 11885-E22:2009-11
Mn	ISO 11885-E22:2009-11

Table 5: Parameters for the determination of the general lake sediment characteristics

Parameter	Method
Dry Weight	DIN ISO 11465:1996-12
LOI 550°C	DIN EN 15169: 2007-05
LOI 950°C	DIN EN 15169: 2007-05
Density	DEV C9:1974
TP	DIN ISO 22036:2009-06
TN	DIN EN 16169:2012-11
TOC	DIN EN 15936:2012-11
Fe	DIN EN 16171:2017-01
Mn	DIN EN 16171:2017-01
Ca	DIN EN 16171:2017-01
Al	DIN EN 16171:2017-01
S	DIN EN ISO 11885-E22:2009-09
La	DIN EN 16171:2017-01

2.1.2 Preparations for Sediment Incubation

After the twelve sediment cores were prepared for the incubation and the initial water sample taken on 13. November 2024 (Table 6), LimnoPLUS and Phoslock were each added to four cores. Another four cores remained untreated and were unused as controls. At the same time, electrical conductivity, dissolved oxygen, pH, temperature, and redox potential were measured. When water samples were taken from the cores being incubated, the volume of water removed was replenished with original lake water to prevent air accumulation in the sediment core tube, which was sealed at the top with a plug.

For the preparation of the stock solution, 3,25 and 6,5 g of well-mixed and homogenized LimnoPLUS and Phoslock respectively were added to 25 ml of deionised water and suspended under constant stirring. A 5 ml aliquot of the suspension was pipetted into the overlying water of the treated sediment cores, allowed to settle for 1 week, and then sampled and maintained as described in Task 1-2, Chapter 2.1.4.

The samples were then analysed at the accredited laboratory GBA, Gesellschaft für Bioanalytik mbH. Additional samples were collected weekly until January 29, 2025.

Table 6: Parameters for the analysis of the core overlying water (composite samples of all set cores):

Parameter	Method
PO ₄ -P	DIN EN ISO 6878-D11:2004-09
NH ₄ -N	DIN EN ISO 11732-E23:2005-05
NO ₃ -N	DIN EN ISO 10304-1:2009-07
SO ₄	DIN EN ISO 10304-1:2009-07
Filtered Lanthanum (FLa)	DIN EN 17294:2017-01
Total Lanthanum (TLa)	DIN EN 17294:2017-01
Total Iron (TFe)	DIN EN ISO 11885 E22:2009-09

2.1.3 Sequential Phosphate Fractionation (Psenner Analysis)

For the Psenner analysis, each sediment sample underwent multiple consecutive extraction steps using a pre-defined sequence of reagents. The first step involved the extraction of pore water using an oxygen-free 1 M ammonium chloride solution. This fraction was analysed for total phosphorus.

In the second step, the sample was incubated in a buffered 0.11 M bicarbonate-dithionite solution. During this step, phosphate and iron were released from the sediment through the addition of sulphide. A portion of the supernatant was analysed for phosphate phosphorus, and another portion for total phosphorus. This allows for the differentiation of soluble phosphates and their associated binding partners under reductive conditions.

In the third step, the sample was extracted with 1 M sodium hydroxide, which dissolves phosphorus bound to organic matter and metal oxides. By analysing ortho-phosphate and total phosphorus, the binding forms of phosphorus can be determined.

In an additional step, the sediment samples were extracted with 0.5 M HCl. This treatment dissolves phosphorus bound to calcium and within organic structures in the sediment, releasing phosphorus normally bound in insoluble forms. The insoluble residue was quantified through total analysis (Figure 3).

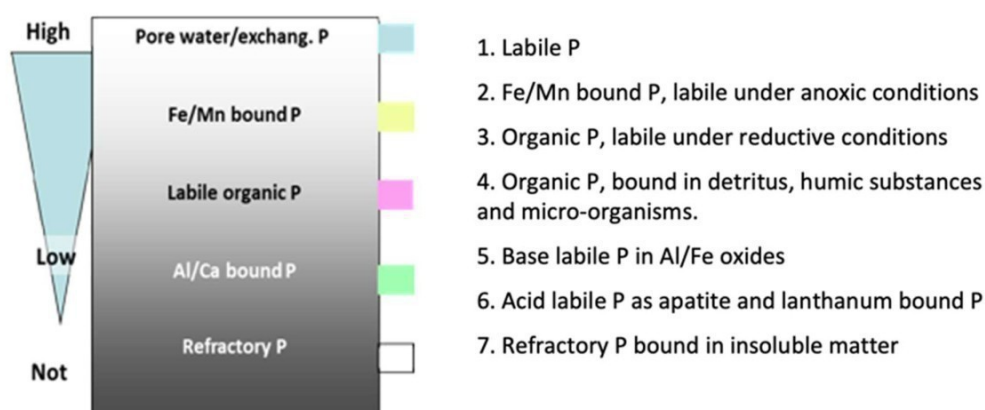


Figure 3: Sequential phosphate extraction scheme

2.1.4 Incubation Experiment

Four cores were grouped together in rows and incubated at a temperature between 21,5 and 24°C for ten weeks (see Task 1-2, Chapter 3.4 and Annex, Table A1). Whenever the cores were sampled, approximately 70 ml of water was extracted from each core and combined to a composite sample using a glass tube positioned 2 cm above the sediment surface, with a roller pump (Figure 4).

After sampling, the removed volume of water was replenished with original lake water. Approximately 70 ml of carbonate buffer was added to the original lake water in each core (7,5 g NaHCO_3 and 1,02 g Na_2CO_3) in Weeks 3, 4, 5 and 6. In Weeks 7 and 8, a half dose of carbonate buffer (70 ml of carbonate buffer in original lake water (3,75 g NaHCO_3 and 0,51 g Na_2CO_3) was added.

This was done at the request of the client in order to increase to and keep the pH at 9,3 and drive the release of aluminium bound phosphorus from the sediment (as occurs in summer at Bergse Plassen), thereby allowing the performance of LimnoPLUS and Phoslock to be demonstrated more clearly under high alkalinity conditions.

The cores were closed with a rubber plug to avoid air penetration to observe any potential changes in the performance of LimnoPLUS and Phoslock as it transitioned to anoxic conditions.

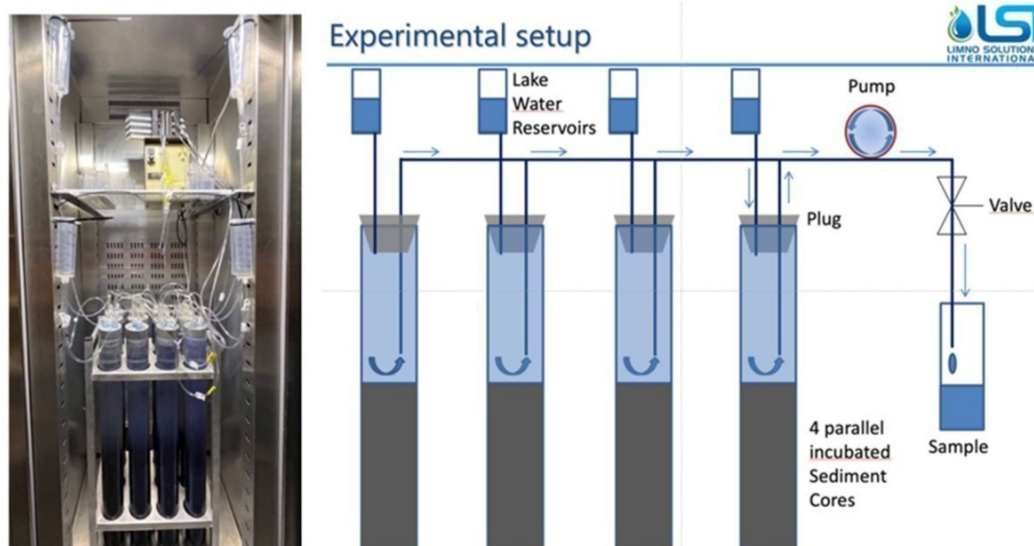


Figure 4: Technical setup of the incubation experiment. Parallel treatment of four cores and sampling overlying water of all cores in a row.

2.2. Sediment Core Incubation

After the sediment cores were collected from Bergse Voorplas and prepared for incubation, sediment samples were sent to the laboratory for analysis. At this stage, no information was yet available regarding the total phosphorus content or the releasable phosphorus fraction.

2.2.1 Dose calculations

As the concentrations of total phosphorus and releasable phosphorus were unavailable, the phosphate concentrations and the releasable fraction were estimated based on previous measurements that had been undertaken and the dosage of LimnoPLUS and Phoslock was calculated based on this dataset. The key parameters for the calculation are presented in Table 7.

Table 7: Dose calculation for LimnoPLUS and Phoslock core treatment

	LimnoPLUS	Phoslock	
Binding capacity	20	10	mg P/g
La concentrations	10	5	mg La/g DW
Sediment characteristic (Bergse Voorplas):			
Dry weight (top 5 cm)	27,3		% DW
Density (top 5 cm)	1,9		g/ml Density
Total Phosphorus (estimated)	856		mg P/kg DW
Releasable Phosphorus (estimated)	20,6		% Prel.
	176		mg Prel./kg DW
Core Area			
5 cm sed. depth volume	141		cm ³
5 cm dry sed. Volume	38,6		cm ³ DW
5 cm dry sed. Weight	73,3		g DW
TP in 5 cm sed. core sample	62,8		mg P
rel. P in 5 cm sed. core sample	12,9		mg P
Used material/core			
	0,65	1,29	g

3. Results

3.1. General Sediment Analysis

As it turned out, the total phosphorus (TP) concentrations in the lake sediments were lower than initially assumed (Table 8).

The sediment characteristics—such as dry weight, density, and calcium content—also differed from the findings of the 2023 study on Bergse Plassen. This suggests that either the same sampling location was not examined or that the sediment at Location 20 is more heterogeneous than expected. The latter appears to be the case.

In the following section, the results of sediment characteristics, nutrient concentrations, and available P fractions are presented. These factors play a role in the subsequent incubation experiment, particularly in the comparison of the two phosphate binders. Due to the heterogeneity of the sediment at Location 20, a direct comparison with the 2023 study results was not possible.

Table 8: Sediment analyses of original Bergse Voorplas sediment taken at Location 20 on 13.11.2025

Parameter		Units	0-5cm	5-10cm	10-20cm
Dry weight		% (m/m)	17,3	16,8	60,1
Density		g/cm ³	1,19	1,24	1,32
LOI 500°C		% DW	10,4	4,30	1,80
LOI 950°C		% DW	22,8	12	6,4
TOC		mg/kg DW	46000	20000	20000
TP		mg/kg DW	440	390	250
TN		mg/kg DW	6600	1900	1000
Fe		mg/kg DW	8500	6800	5200
Mn		mg/kg DW	800	350	210
Ca		mg/kg DW	120000	79000	47000
Al		mg/kg DW	8000	5900	4200
S		mg/kg DW	3200	3100	1900
La		mg/kg DW	5,4	5,2	4,8
	Fe:P	w/w	19,3	17,4	20,8
	Fe:S	w/w	2,66	2,19	2,74

The concentrations of total phosphorus, total nitrogen, total organic carbon, iron, manganese, aluminium, sulphur and calcium were higher in the upper 5 cm than the deeper layer, however lanthanum was relatively consistent across sediment depths or only slightly lower in the deepest layer.

Elevated calcium concentrations are indicative of a calcium-rich sediment, with the upper layer containing significantly higher levels of calcium compared to the underlying sediment layers. This suggests biogenic calcite precipitation during the summer months. The high pH values promote the crystallisation of dissolved calcium carbonate, which then precipitates and accumulates onto the sediment.

The Fe:P ratios (w/w) in the sediment ranged from 17,4 to 20,8, while the Fe:S ratios (w/w) ranged from 2,19 to 2,74. Both ratios were a little lower in the middle sediment layer. According to Wang *et al.* (2018), Fe:P ratios above 30 and Fe:S ratios above 6 are generally required to inhibit sediment

phosphorus release effectively. While most studies in this field focus on Fe, P, and S concentrations in pore water to calculate these ratios, our study analysed the total Fe, P, and S content in the sediment. Despite this difference, the findings suggest that the lake sediments lack sufficient Fe to bind releasable phosphorus effectively, as all Fe:P ratios measured were below the critical threshold of 30 (Table 9). The sulphur concentrations in the sediment may further reduce the sediment's natural capacity to bind phosphorus. Sulphur can act as a sink for Fe, potentially leading to the formation of iron sulphide (FeS), which limits the availability of Fe to bind with phosphorus.

3.2 Sequential Phosphate Fractionation (Psenner Analysis)

Prior to the incubation, a sequential phosphate extraction was undertaken on the sediment. During the sampling, the sediment had been sliced into three sections (0-5 cm, 5-10 cm, and 10-20 cm) and then extracted in the laboratory. The results of the analyses are listed in Tables 9 and 10.

Table 9: Phosphorus fractions determined by the sequential extraction (Psenner Analysis)

Fractions		Start		
Description		0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
<u>1. Released in oxygen free Aqua bidest</u>				
labile P (pore water)	TP	1,08	1,13	0,790
<u>2. Released in Bicarbonate-Dithionite</u>				
Fe/Mn bound P. labile under anoxic conditions	SRP	68,6	52,7	10,3
	TP	103	78,6	14,9
organic P. labile under reductive conditions	NRP	34,7	26,0	4,58
<u>3. Released in NaOH</u>				
base labile P in Al/Fe-oxide	SRP	119	124	23,9
	TP	206	156	32,6
organic P bound in detritus, humic substances, bacteria	NRP	87,1	31,7	8,70
<u>4. Released in HCl</u>				
acid labile P in apatite and org. bound P	TP	61,4	67,7	23,9
All TP fractions	mg/kg DW	372	303	72,2
TP (ICP-Analytic)	mg/kg DW	440	390	250
P Residual fraction	mg/kg DW	68,0	86,7	178
Releasable TP	mg/kg DW	191	111	24,4
releasable TP incl. Al-bound P	mg/kg DW	311	236	48,3
releasable TP	%	43,5	28,6	9,74

The insoluble phosphorus fraction comprised less than half of the total phosphorus that was measured (Table 9 and Figure 6). The redox-sensitive fraction (BD fraction) in the upper 5 cm layer reached a maximum of 23,4%, which can be attributed to the presence of moderately high amounts of iron acting as binding partners in the sediment. This iron was likely still inhibited from binding phosphate by sulphide, due to the sulphur content, a faintly rotten odour, and the black coloration of the sediment. In contrast, the base-labile fraction contained a relatively large proportion of organically bound phosphorus, despite the loss on ignition being only about 10,4%. However, both phosphorus and nitrogen concentrations suggested a higher proportion of organic phosphorus. Only a minor fraction

of the phosphorus was bound to metal oxides (NaOH-SRP fraction). Overall, 43,5% of the phosphorus from the upper 5 cm layer was releasable.

Although total phosphorus and releasable phosphorus concentrations were not as high as expected in the original sediment collected during sampling, after the 10-weeks incubation period the control treatment contained a much higher proportion of releasable phosphorus than the sediment cores treated with LimnoPLUS and Phoslock (see Annex).

Table 10: Releasable phosphorus fractions determined by the sequential extraction (Psenner Analysis)

mg P/core			
Layer	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
pot. rel. P	1,97	1,15	1,93
Pal (alkaline)	1,23	1,28	1,90
Sum	3,20	2,42	3,83

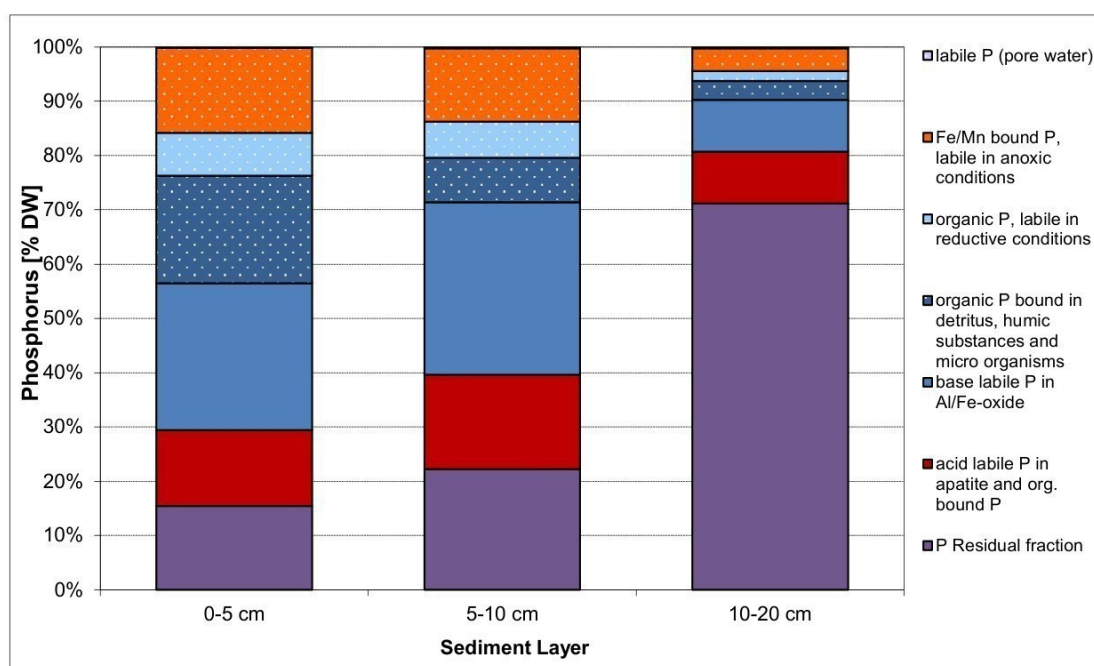


Figure 5: Percentage of extracted phosphorus fractions from lake sediment. The dashed bars represent the reversible phosphate fraction.

3.3 Conditions in the lake

The sediment samples were collected on November 13, 2024, under calm and dry conditions, as described above, from the Bergse Voorplassen at Location 20. No cyanobacterial blooms were observed. During the sampling, overhanging trees and shrubs along the shoreline were being pruned using a workboat, the propulsion system of which appeared to be causing substantial sediment resuspension in the shallow areas of the lake.

It was observed that the waterbody had an oxygen saturation of only two-thirds. Based on the measured phosphorus concentrations, the lake was in a polytrophic state at the time of sampling. Total phosphorus concentrations were 0,180 mg/L and the ortho-phosphate phosphorus concentration was 0,052 mg/L (Table 11).

Table 11: In situ parameters and lab analyses of water samples from Bergse Voorplas on 13. November 2024

Parameter	Unit	
total depth	m	2,1
Secchi depth	m	2,1
Temperature	°C	9,1
pH		7,93
Electric Conductivity	μS/cm	779
Redox potential	mV	210
RP factor	°C	218
RP (SHE)	mV	428
O ₂	mg/l	8,95
O ₂ Saturation	%	75,5
Total Phosphorus	mg/l	0,180
Total Nitrogen	mg/l	2,7
TOC	mg/l	1,5
Iron	mg/l	0,029
Manganese	mg/l	0,026
PO ₄ -P	mg/l	0,052
Ammonium-N	mg/l	0,210
Nitrate-N	mg/l	0,190

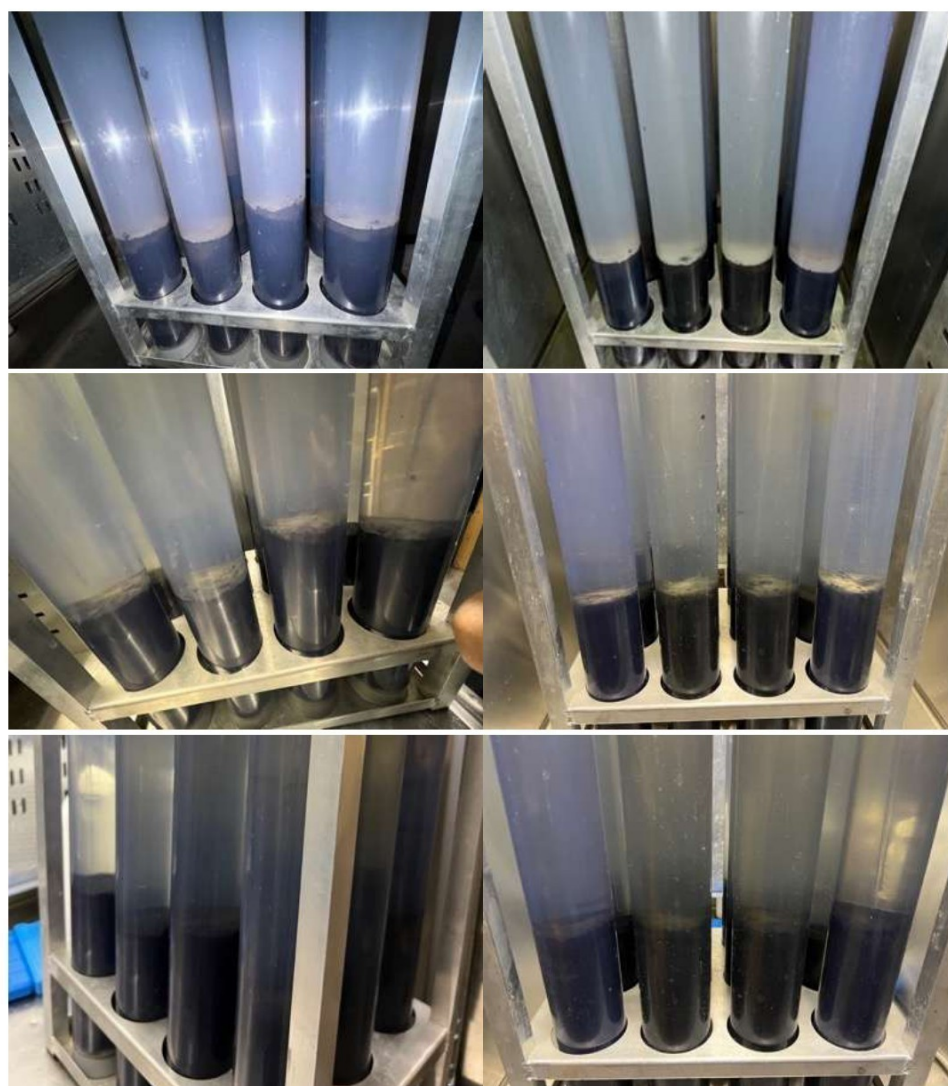


Figure 6: Sediment cores after the addition of 5 mL of LimnoPLUS (left) and Phoslock (right) suspension (top), after one week (middle), and after four weeks (down). LimnoPLUS and Phoslock surface layer were no longer visible.

3.4 Sediment Incubation

On November 20, 2024, one week after sampling, the sediment cores were prepared and incubation began. Several in situ parameters were measured in the overlying water sample, providing data on the conditions at the start of the incubation. Temperature and oxygen concentrations were higher than those previously measured in the lake. The sampling process, preparation, core extraction, and transport had altered the conditions, which was expected, but ultimately had little impact on the incubation of the sediment cores, as the conditions were identical for all 12 cores.

At the beginning of the incubation experiment, the orthophosphate phosphorus concentrations in the supernatant of the control setup (0,29 mg/L) and the Phoslock setup (0,098 mg/L) were higher than in the lake. The value was also significantly higher in the LimnoPLUS treatment (0,19 mg/L), suggesting a temporary release of phosphate from the cores. Four cores were treated with LimnoPLUS and four cores with Phoslock, while the remaining four cores were left untreated and served as controls (Figure 6).

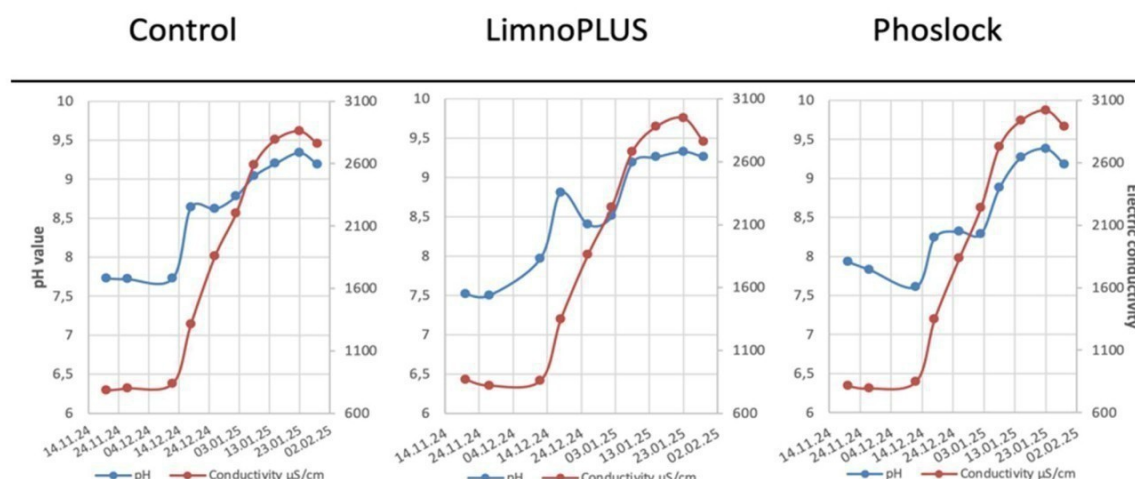


Figure 7: pH values and electrical conductivities during the ten-week incubation of 12 sediment cores under anoxic conditions, with 4 cores serving as control.

Over a period of ten weeks, weekly water samples were collected and sent to the laboratory for analysis. In contrast, on-site parameters were measured immediately in our laboratory. The results for the individual parameters are summarized in tabular form in the Annex. For clarity, these values are presented graphically in the report.

3.4.1 Dissolved Oxygen and Redox Potential

The incubation temperature was maintained at an average of about $23 \pm 1^\circ\text{C}$. Electrical conductivity and pH increased in all cores after adding carbonate buffer and due to the release of ions from the sediment. However, this increase in the electric conductivity may also have been influenced by the addition of the P-absorbing materials.

As a result, both parameters increased steadily to higher values until the addition of carbonate stopped on 23. January (Figure 7). Throughout the incubation period, the pH levels and electric conductivity in the cores treated with LimnoPLUS and Phoslock remained consistently similar to those in the control group.

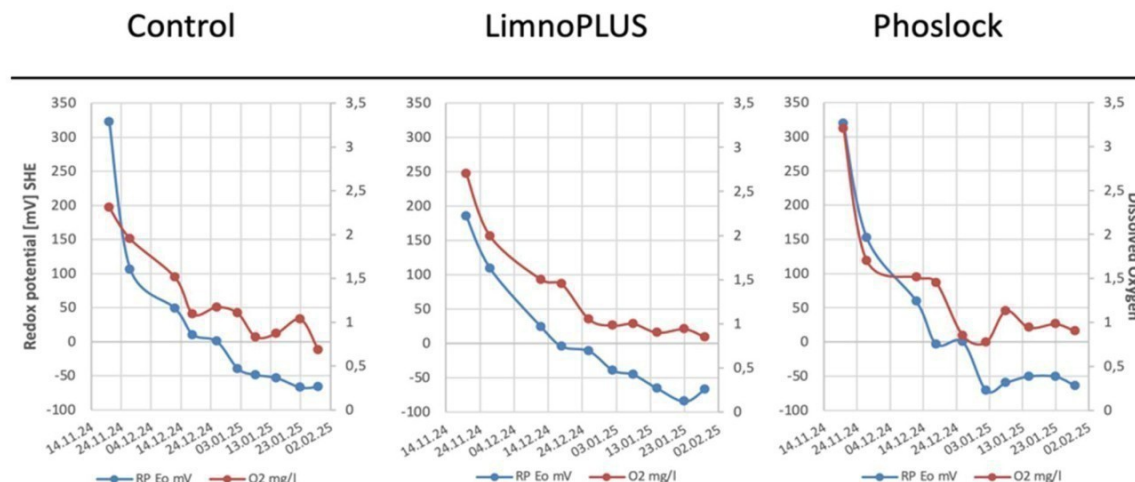


Figure 8: Development of redox potentials (RP Eo = Standard Hydrogen Electrode, SHE) and dissolved oxygen concentrations during the ten-week incubation of 12 sediment cores under anoxic conditions, with 4 cores serving as control.

Both oxygen concentrations and redox potentials in the supernatant water decreased over time (Figure 8). Under the developing reductive conditions, oxygen concentrations and redox potential declined rapidly. Throughout the incubation phase, dissolved oxygen was detected in all cores, albeit with low concentrations. This may have been caused by the sampling process, during which the subsamples may have been exposed to air.

The redox potential declined from approximately 332 mV to -67 mV in the control and from 319 to -64 mV in the Phoslock treated core. In cores initially maintained with LimnoPLUS, the redox potential dropped from 185 to -67 mV following the anoxic incubation. Within this redox range, desulphurisation occurs, with sulphate acting as the terminal electron acceptor for facultative and obligate anaerobic bacteria. As a result, sulphate concentrations decreased from about 50 mg/L to as low as 5 mg/L during the incubation (Figure 9).

This process led to the accumulation of sulphides in the system, evidenced by the production of hydrogen sulphide, which was characterised by its distinctive foul odour (see Annex). An excess of sulphides can inhibit the activity of iron, which otherwise binds phosphate within the sediments. Consequently, iron decreased during the incubation, while it was precipitated as iron sulphide. This phenomenon was observed across all control cores (Figure 9).

Although the conditions achieved during incubation were technically sub-oxic, they were sufficient to confirm the phosphorus-binding capacity of LimnoPLUS and Phoslock under anoxic conditions (Redox potential were in the range between -200 and +100 mV and proved the utilisation of sulphate to low levels (Table 12)).

Table 12: The redox potential ranges (relative to the Standard Hydrogen Electrode, SHE) corresponding to the utilisation of various terminal electron acceptors.

Redox potential [mV]:	
-280...-150	Development of Methane
-200...+100	Reduction of Sulphate
+180...+400	Reduction of Iron
+220...+500	Reduction of Manganese
+300...+600	Reduction of Nitrate

3.4.1.1 Comment on Redox Potential

This measurement is conducted using an electrochemical measurement chain. The reference electrode typically incorporates a silver/silver chloride (Ag/AgCl) reference system, which yields a redox potential differing from that of the standard hydrogen electrode (SHE), the defined reference for redox potential. Consequently, measurement values obtained from other systems must be converted to SHE to ensure comparability.

This conversion is accomplished by adding a potential offset to the voltage measured with the Ag/AgCl system. The offset is linearly temperature-dependent and can be determined using the regression equation ($y = 0.7x \div 224.21$; $R^2 = 0.9988$).

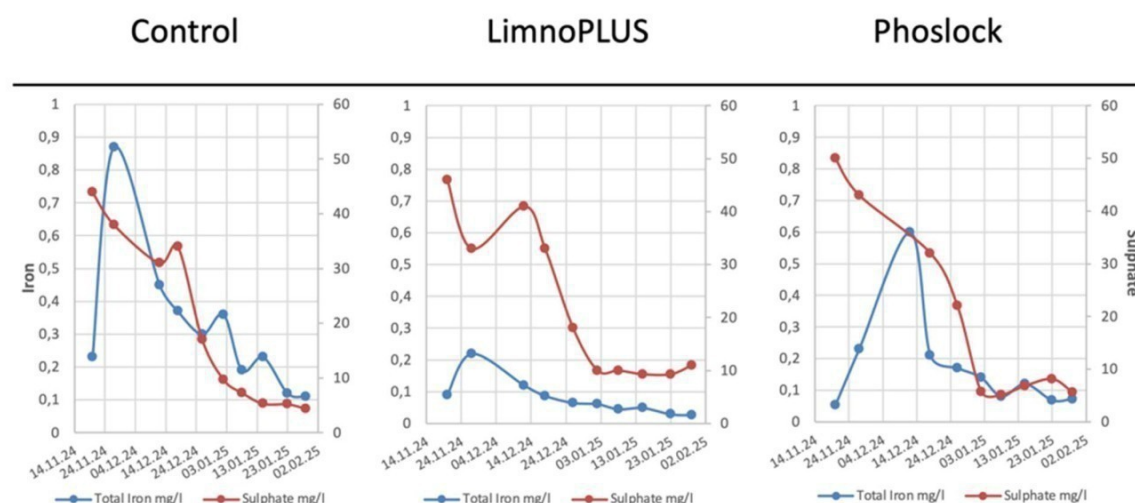


Figure 9: Development of iron and sulphate concentrations during the ten-week incubation of 12 sediment cores under anoxic conditions, with 4 cores serving as control.

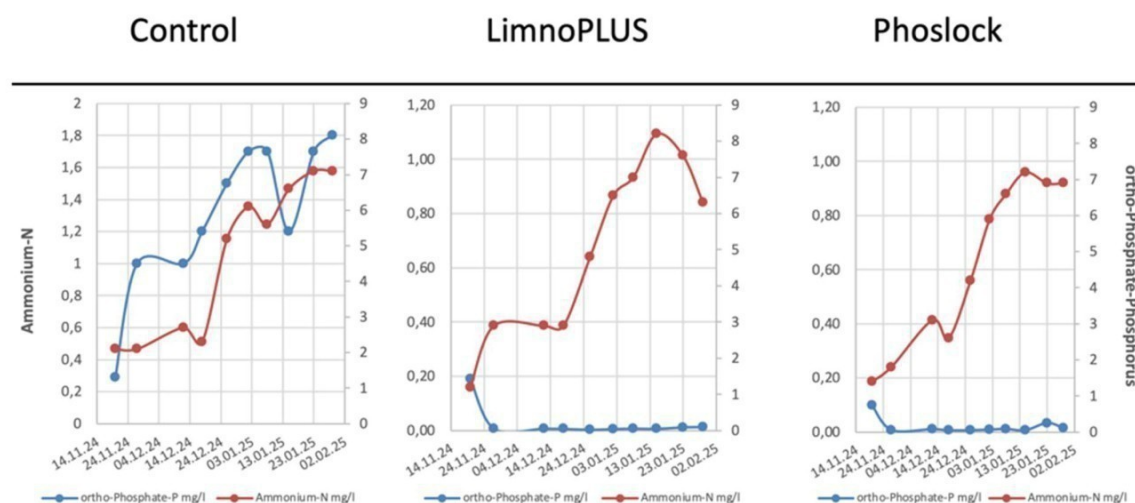


Figure 10: Development of ammonium-N and orthophosphate-P concentrations during the ten-week incubation of 12 sediment cores under anoxic conditions, with 4 cores serving as control.

3.4.2 Phosphate, Ammonium and Nitrate

LimnoPLUS and Phoslock, as lanthanum-modified materials, were expected to effectively bind phosphate under the given conditions. This expectation was confirmed during the incubation

experiment. In contrast to the control, phosphate-phosphorus concentrations quickly declined to minimal levels (Figure 10).

In the control, phosphate-phosphorus concentrations surged to nearly 1,8 mg/L, while ammonium-nitrogen levels increased to approximately 7 mg/L due to the degradation of organic matter and denitrification processes.

LimnoPLUS and Phoslock demonstrated their capability as efficient phosphate-binding materials, although they are unable to bind in the water column.

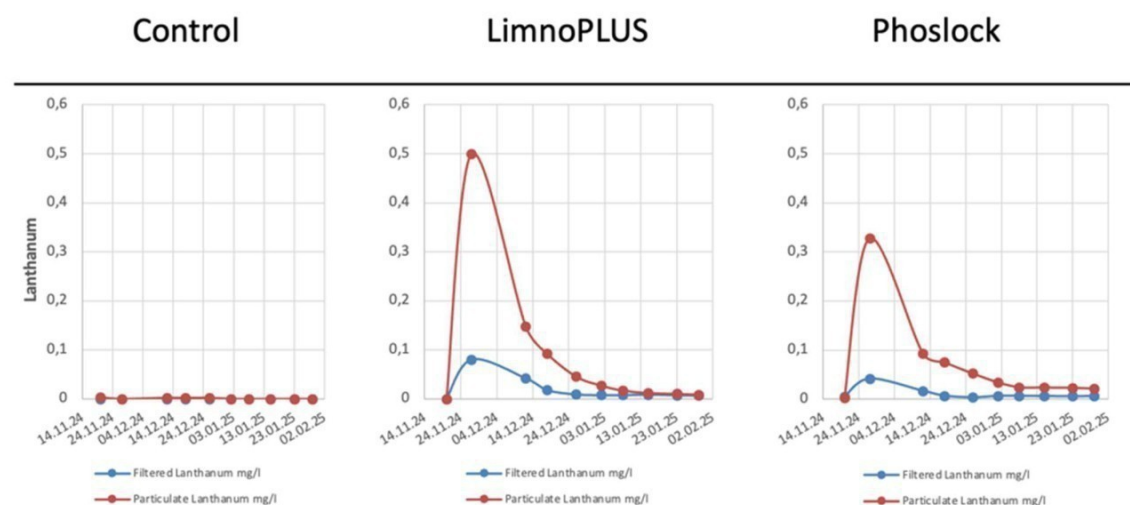


Figure 11: Lanthanum concentration trends during the ten-week incubation of 12 sediment cores under anoxic conditions, with 4 cores serving as control.

3.4.3 Lanthanum

Lanthanum was detected in both treatments in both particulate and filterable forms. Since LimnoPLUS contains more than twice as much lanthanum as Phoslock, a higher concentration of particulate lanthanum was measured in the supernatant of the cores, although it was less than double. The values decreased below 100 µg/L after 4 weeks in the LimnoPLUS treatment and after 3 weeks in the Phoslock treatment. After 5 weeks, filterable lanthanum concentrations dropped below 10 µg/L in the LimnoPLUS treatment and after 4 weeks in the Phoslock-treated cores (Figure 11).

4. Conclusions

Phoslock and LimnoPLUS are effective phosphate binders that can efficiently prevent the release of phosphate from nutrient-rich sediments under high water temperatures and high alkalinity. Both materials demonstrated their effectiveness under challenging conditions during the incubation experiment. However, it should be noted that this experiment is still a simulation and cannot fully replicate the real conditions in the lake.

Due to the higher lanthanum content of LimnoPLUS, only half the dose was applied compared to Phoslock. This would not only reduce material costs but also minimise transport and application efforts.

- LimnoPLUS is a novel 10 percent lanthanum-based product for binding phosphate which, in addition to lanthanum, consists of bentonite and amorphous clay minerals.
- It is a powdered material which, like Phoslock, is applied to a water body as a suspension. It has a lanthanum content of about 11.000 mg/kg dried material.
- Based on information provided by the manufacturer, LimnoPLUS does bind phosphate ions from the water column during application and under the reduced conditions found on the sediment surface or within the sediment.
- LimnoPLUS appears to be stable when in the liquid medium. Compared to Phoslock, 63 times lower lanthanum concentrations were detected in eluates with demineralized water.
- An incubation experiment with lake sediments was performed to simulate the P-binding by LimnoPLUS and Phoslock under anoxic (reduced) conditions and results compared with an untreated sample.
- Like Phoslock, LimnoPLUS precipitates and binds phosphate rapidly in the water column. Due to its higher lanthanum content, the dosage of LimnoPLUS used in the incubation trials was only half that of Phoslock.
- Lanthanum levels in the LimnoPLUS treatment dropped to low levels of 0,016 mg/L particulate and 0,007 mg/L filterable La after 10 weeks. Phoslock decreased to 0,028 and 0,006 mg/L respectively.

Task 4 - Dosage requirements for the Bergse Plassen

1. Introduction

Task 4 of the desktop and lab-based comparative testing of LimnoPLUS and Phoslock had as its aim the determination of appropriate dosages for both Phoslock and LimnoPLUS in the event that either material is applied to the Bergse Plassen. In this section, we outline our dosage calculations which are based on historical data for both water quality and the sediments of the lakes.

2. Dose Calculation

To calculate an appropriate dose for a phosphorus binder, three main factors must be considered:

1. The total mobile phosphorus present in the water column and sediments;
2. The sediment layer that interacts with the water column;
3. The phosphorus binding capacity of the selected binder.

Further details about each of these factors is provided below.

Firstly, it is important to quantify the total mass of phosphorus in the water column and the mobile phosphorus in the sediment. The sum of these two quantities represents the total amount of mobile phosphorus that should be bound by the material. The mobile phosphorus in the sediment typically includes redox-sensitive phosphorus and phosphorus bound to organic matter. In systems with high pH, phosphorus bound to aluminium is also included in dose calculations. Such analyses have already been conducted for Bergse Plassen in 2023 (LSI, 2023), while total phosphorus in the water column was also measured in 2023 (LSI, 2023)

In addition to the total mobile phosphorus in the sediment and water, it is also critical to define the sediment layer that interacts with the water column in order to determine the appropriate P binder dose. Measurements such as sediment density, dry weight, system depth, and fish biomass provide insight into the potential sediment layer that releases nutrients into the water column. Lake restoration projects often consider the top 5 cm of sediment for deep lakes (>4m) and 10 cm for shallow lakes. This analysis was completed for Bergse Plassen in 2023.

The final factor to consider is the phosphorus binding capacity of the selected binder. For Bergse Plassen, two binders are under consideration: LimnoPLUS and Phoslock. Although both are Lanthanum-modified bentonites with the same active ingredient, Phoslock contains 5% lanthanum while LimnoPLUS contains 10%. Consequently, the manufacturers recommend a dose of 100 kg of Phoslock per 1 kg of mobile phosphorus and 50 kg of LimnoPLUS per 1 kg of mobile phosphorus.

Bergse Plassen characteristics and P binder dose calculation

The Bergse Plassen lakes are shallow, with an average depth of approximately 2 meters, and are also exposed to wind. Therefore, we recommend considering the top 10 cm of sediment as the layer that interacts with the water column. Both Achterplas and Voorplas have high pH levels, with average values around 8,6 and peaks above 9,5 (Figure 12), indicating a risk of phosphorus release from the aluminium-bound fraction in the sediments, particularly in shallow lakes like Bergse Plassen.

Consequently, in addition to redox-sensitive phosphorus and organic phosphorus, we recommend including the aluminium-bound phosphorus in the sediment as mobile phosphorus.

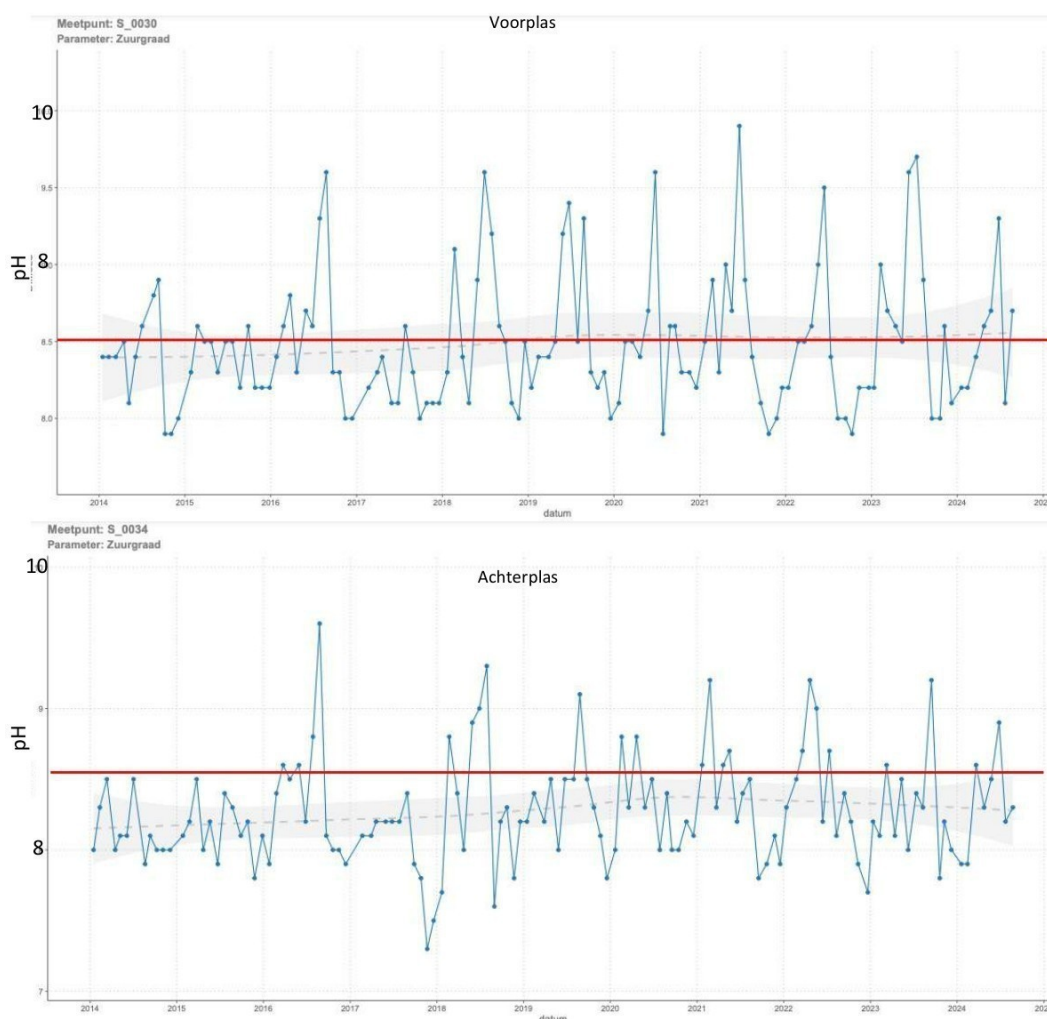


Figure 12: pH values over time from Voorplas (upper panel) and Achterplas (bottom panel), red line shows pH value of 8.5, values above this limit represents risk of Al-P desorption. Data from HHSK website.

In 2023, LSI sampled sediment from six locations and water from two locations in Achterplas and Voorplas (Figure 13). The analysis revealed that sediment is a significant nutrient source in both lakes, with mobile phosphorus in the top 10 cm of sediment ranging from 3,27 to 11,1 g/m². As previously explained, mobile phosphorus in the sediments of each lake was considered to be the sum of redox-sensitive phosphorus, organic phosphorus, and aluminium-bound phosphorus.

We also consider the top 10 cm of sediment as the layer that interacts with the water column. To estimate the total mobile phosphorus in the two lakes, we made certain assumptions about the lake areas that each sediment sampling location represents.

We consider Location 24, where sediment was covered by a thin layer of silt or a consolidated sand/silt layer, to represent approximately 30% of the total area of Bergse Plassen (28,5 ha). Location 31 represents about 10% of Voorplas (9,5 ha), specifically the area that was never dredged or capped with sand (pers. comm. Jack Hemelraad). The remaining 60% of the lake area is represented by Locations 6, 11, 17, and 20 (57 ha). The available phosphorus load for these areas was calculated using the mean values from these four locations.

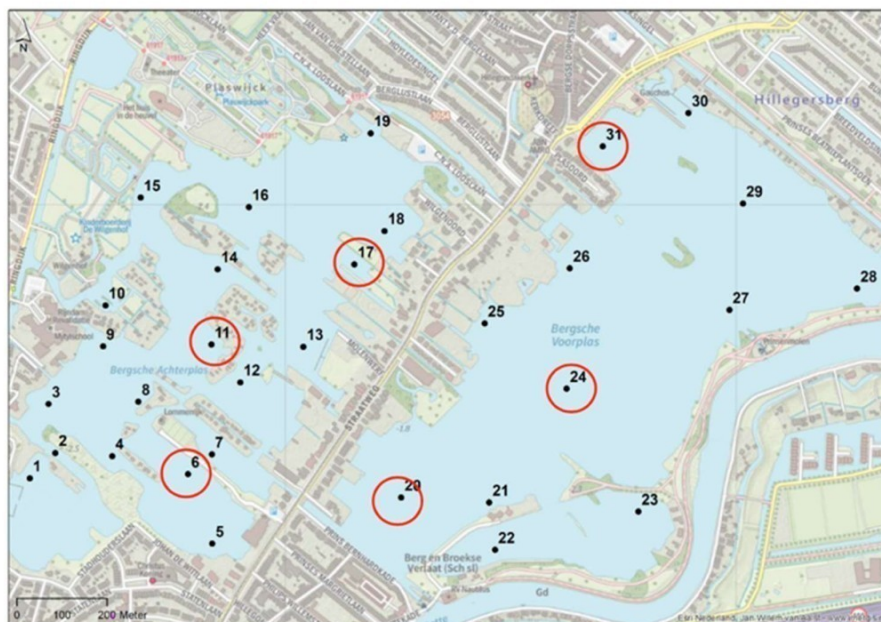


Figure 13. Sampling locations in Bergse Achterplas and Voorplas for water (11 and 24) and for sediment (red circles)

Based on the above, the total mobile phosphorus in the sediment calculated for Bergse Plassen is 7.803 kg P. For the water column, we used an average depth of 2 meters and a phosphorus concentration of 0,58 mg P/L for Achterplas and 0,16 mg P/L for Voorplas (as measured during the LSI sampling in 2023). This results in 522 kg P in the water column of Achterplas and 216 kg P in Voorplas.

Summing up the mobile phosphorus in the sediment and the water column, the total amount of phosphorus that needs to be bound in Bergse Plassen is 8.541 kg P. Considering the binding capacities of Phoslock (100:1 w/w) and LimnoPLUS (50:1 w/w), the system would require 854 tonnes of Phoslock or 427 tonnes of LimnoPLUS.

The materials should not be applied uniformly across the lake; instead, areas with higher mobile phosphorus should receive more material. Based on the analysis done, the application can be divided into three main areas (Figure 14):

Area A: All of Achterplas plus approximately 12 ha of Voorplas near Location 20;

Area B: The middle region of Voorplas near Location 24 (28 ha);

Area C: Around Location 31 of Voorplas (9.5 ha) (Figure 14).

If Phoslock is used, the doses should be 559 tonnes for Area A, 193 tonnes for Area B, and 103 tonnes for Area C.

If LimnoPLUS is used, the doses would be 279 tonnes for Area A, 96 tonnes for Area B, and 52 tonnes for Area C.



Figure 14: Bergse Plassen divided in three areas for total mobile P calculation and P binder application

Task 6 - Human Health Risk Assessment

1. Introduction

This section assesses the toxicological potential related to the use of the lanthanum (La) containing solid phase phosphorus binding materials, LimnoPLUS and Phoslock in the Bergse Plassen lakes, Achterplas and Voorplas, which are located in northern Rotterdam. Targeting the phosphorus (P) in the sediment is part of a comprehensive strategy aimed at reaching EU water quality criteria (EU DIRECTIVE-2000/60/EC, 2000). Whereas Phoslock has been now used for more than 20 years (Copestake *et al.*, 2016; *et al.*, 2000; *et al.*, 2003), LimnoPLUS is a relatively new product (*et al.*, 2024). The main carrier material in Phoslock is bentonite, while for LimnoPLUS is a mixture of bentonite and amorphous silicate clay, and each material contains La as the active ingredient for (P) sequestration in aquatic environments. Therefore, both compounds are also referred to as lanthanum modified clays (LMC). Although La is found to be ubiquitous in the sediments of aquatic environments (*et al.*, 2001), the intentional introduction of La into aquatic systems demands careful evaluation of potential negative effects. This is of particular importance where water quality management projects involve aquatic systems with high recreational value and affect a large public stakeholder community (*et al.*, 2016). For the present assessment report, we use data available from the manufacturers, peer-reviewed publications, as well as information for respective reference substances.

As a basis for the toxicological assessment, the main characteristics and mode of action of both materials are described in Task 1 and 2.

For the assessment of adverse effects associated with the designed use of both LMC, we have adopted the basic concepts of toxicological science as depicted in Figure 15 (Bil *et al.*, 2023; EFSA, 2010;

1. Hazard identification evaluates information from various sources (structure-activity relationship's – SARs, in vitro tests, animal bioassays, epidemiology, and clinical data for humans) in order to identify the potential health concerns.
2. Exposure assessment determines source, type, magnitude, and duration of contact with the substance of interest.
3. Hazard characterisation involves the quantitative evaluation of dose response relationships using distinct dose descriptor values (e.g., no observed adverse effect level – NOAEL, low observed adverse effect level – LOAEL, reference dose – RfD).
4. Risk characterisation summarizes the risk assessment components and evaluates the incidence of adverse effects so that values for hazard quotients (HQ) and levels for the margin of exposure (MoE) can be established.

To evaluate potential adverse outcomes related to secondary exposure pathways, a qualitative assessment for dermal exposure and exposure through the consumption of fish and plants is provided in Task 6, Chapters 6, 7.

A first pilot trial of the material LimnoPLUS is planned in the Park Rozenburg area and is aimed at (1) evaluating the safety and P-binding efficiency of LimnoPLUS under field conditions and (2) improving the water quality in the Park Rozenburg waterbody. Since the designated use of the pond would expose dogs and other animals to the LMC material, the potential to cause harm or negative effects on domestic animals and waterbirds is assessed in Task 6, Chapter 6.

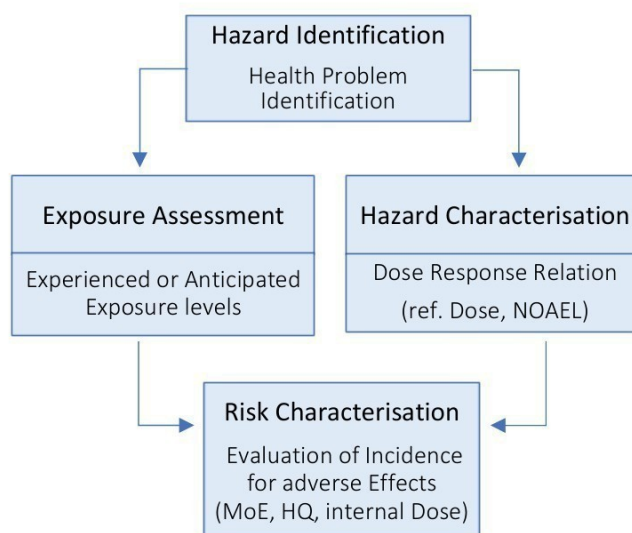


Figure 15. Procedure adopted to assess potential adverse effects of the two materials LimnoPLUS and Phoslock (modified from EFSA, 2010; [REDACTED] 2022; Stander & Theodore, 2011)

2. Description of products and their use in the aquatic environment

LimnoPLUS and Phoslock are defined as lanthanum modified clays (LMC) materials. Whereas the nominal La content of Phoslock is ~4.9% (m/m), the nominal La concentration in LimnoPLUS is 11% La by weight (Table 2). Both products are phosphorus (P) management tools, aimed at the improvement of water quality in aquatic systems suffering from nutrient pollution. Both LMCs are applied to surface waters such as ponds, lakes, reservoirs, and small channels to prevent the release of P from the sediment to the overlying water column ([REDACTED] 2022; Zhang *et al.*, 2024). Phoslock is delivered as granules, whereas LimnoPLUS is available in powder form. Both materials are mixed with site water to create a slurry which can either be applied directly to the water surface or injected into the hypolimnion to specifically target areas of the sediment which are sensitive to P release.

The active ingredient of LimnoPLUS and Phoslock is lanthanum (La), a naturally occurring element which belongs to the group of elements commonly known as the rare earth elements (REE). In the periodic table, the REE form a coherent chemical series from the atomic number 57 to 71 and include also the elements yttrium (Y) and scandium (Sc). The chemistry of La is primarily driven by its 3+ oxidation state. La forms soluble salts with chloride, nitrate, and sulphate anions and highly insoluble compounds with carbonate, phosphate, and oxide ([REDACTED] 2015).

Since LimnoPLUS and Phoslock are similar LMCs, it can be assumed that the principal mode of action of the P binding mechanism is the same for both materials ([REDACTED] *et al.*, 2024; [REDACTED] *et al.*, 2020). Phoslock has been widely researched and scrutinized by the international scientific community and a substantial amount of information is available from scientific literature ([REDACTED] *et al.*, 2016). Due to the structural similarities of both LMCs, Phoslock is considered an appropriate reference substance and is used in this report to supplement the available data for the assessment of the recently developed material LimnoPLUS. Based on this, it can be assumed for both materials that, once applied to a water body, the La contained in either of the two LMCs will (1) react with phosphate (PO_4^{3-}) or other oxyanions (mainly carbonate, CO_3^{2-}) present in the water or (2) remain associated with the clay structure ([REDACTED] *et al.*, 2015; [REDACTED] *et al.*, 2016; [REDACTED] *et al.*, 2017; [REDACTED] *et al.*, 2020). The precipitated lanthanum phosphate ($\text{LaPO}_4(s) \cdot n\text{H}_2\text{O}$) has been identified as the dominant mechanism of phosphate sequestration (Equation 1).



The aging of rhabdophane leads to the loss of associated water molecules and the transformation of rhabdophane into monazite ($\text{LaPO}_4(s)$) with an even lower solubility than rhabdophane (Cetiner *et al.*, 2005; [REDACTED], 2015). Once rhabdophane has been formed, the bound phosphate is permanently unavailable for biological processes. Hence, phosphate will not be released from its La bond, regardless of redox changes and natural pH fluctuations [REDACTED] *et al.*, 2018).

3. Description of the risk assessment (RA) approach and hazard identification

LimnoPLUS and Phoslock are both designed for direct application to aquatic systems. It is therefore essential that any potential impact on humans associated with this designated use is subject to review. In a risk assessment process, critical effect concentrations are preferably derived using dose descriptor values from animal bioassays, and if possible, from epidemiological and/or clinical data for humans [REDACTED] *et al.*, 2022; OECD, 2011). Accordingly, for the present human health assessment, a stepwise screening for the occurrence of critical effects related to the composition of the two LMCs and the relevant exposure pathways was conducted.

3.1 Step 1 – Main components

XRF analysis of the elemental composition of both materials show low levels of impurities (Table 3). Apart from the La content, the presence and range of elements in both LMCs is in line with the elemental composition of common clay minerals [REDACTED] (2004).

The carrier material of both materials is bentonite, while LimnoPLUS consist of bentonite, feldspar and amorphous silicate clay (Opal). Bentonite itself has an inherently low toxicity [REDACTED] (2008; [REDACTED] *et al.*, 2019) and any toxicological potential of La containing clay-based P adsorbents should therefore be attributed to the La component [REDACTED] *et al.*, 2020; [REDACTED] (2019). Consequently, our evaluation of the toxicological potential of LimnoPLUS and Phoslock will mainly focus on the active ingredient La.

La is the most electropositive (cationic) element of the rare earth group, is uniformly trivalent, and its binding is almost exclusively ionic. As a hard electron acceptor, La has a high affinity for oxygen-containing anions and therefore forms very stable compounds with CO_3^{2-} , and PO_4^{3-} [REDACTED] *et al.*, 2015). Lanthanum exerts its primary biological activity in the gastrointestinal (GI) tract prior to absorption, by effectively binding to PO_4^{3-} ions with high affinity, and thus preventing PO_4^{3-} absorption and its elimination via the faeces. The bioavailability of La is extremely low [REDACTED] and potential secondary effects are related to its skeletal deposition and liver concentration [REDACTED] *et al.*, 2004; [REDACTED] (2005; [REDACTED] *et al.*, 2020; [REDACTED] *et al.*, 2009; [REDACTED] *et al.*, 2006).

3.2 Step 2 – Appropriate stressor related to the active ingredient La

As mentioned above, the 3+ oxidation state determines the reactivity of La and the formation of soluble and insoluble compounds with different anions [REDACTED] *et al.*, 2015). In an aqueous solution La is analytically determined either as total lanthanum (TLa) or filterable lanthanum (FLa, any lanthanum that passes a specified filter size, e.g., 1,2; 0,45 or 0,2 μm). Direct measurement of the La^{3+} ion is virtually impossible or requires substantial analytical effort which is not adapted to routine monitoring [REDACTED] *et al.*, 2017; [REDACTED] (2013; [REDACTED] Buffle, 2009; van Leeuwen *et al.*, 2005). Thus, as a priority for the evaluation of any critical or adverse effects reported in toxicological databases, the appropriate La species (stressor) relevant for human La exposure must be identified and defined. The procedure for the Identification and definition of the appropriate stressor is outlined

in Table 13 and Table 14, respectively. For the stressor definition, we adopted a simple additive weighting method based on a multiple-criteria decision-making (MCDM) procedure (Dean, 2022). The outcome from this shows that TLa is the most appropriate stressor for the assessment of critical or adverse effects associated with the use of LMC materials in aquatic systems. Therefore, TLa is used in the following chapters as the dose descriptor for the exposure assessment (Task 6, Chapter 4) and the hazard characterisation (Task 6, Chapter 5.1).

Table 13. Evaluation of the various La species for the identification of the appropriate stressor relevant for human La exposure.

Stressor	Analytical Determination	Evaluation/Comments	Reference
Total La (TLa)	Digestion of unfiltered water sample with subsequent ICP techniques	- Sampling effort is low - Medium analytical effort (digestion step) - Availability of data is high - Consistency among datasets is high - Predictability based on La content is high	(Spears et al., 2013)
Filterable La (FLa)	Filtration of water sample (1,2; 0,45; 0,2 µm) and subsequent ICP techniques	- Sampling effort is medium (filtration) - Low analytical effort (no digestion step) - Availability of data is medium - Consistency among datasets is low - Predictability is low; influenced by water chemistry	(Heitzer et al., 2017; et al., 2013)
La³⁺ ion	virtually impossible or only possible with substantial analytical efforts	- Sampling virtually impossible or only possible with substantial effort - High analytical effort - Availability of data is low - Consistency among datasets is low, speciation is a function of water chemistry - Predictability by chemical modelling is high	

Table 14. Decision matrix for the definition of the appropriate La species (stressor) relevant for human La exposure. According to Table 1, a total of 5 criteria are used for the evaluation. A weight is assigned to each criterion reflecting its importance for the RA assessment framework (weights are normalized to add up to 1). Stressors are rated against each criterion on a 1-3 scale (1= low; 2= middle; 3= high). Weighted Scores are obtained by multiplying single rates for each criterion by its weight. Total score is the sum of the weighted scores for each stressor. Higher values indicate greater performance with respect to the established criteria.

Criteria	Weight	TLa rating	Score	FLa rating	Score	La ³⁺ rating	Score
Sampling effort	0,05	3	0,15	2	0,1	1	0,05
Analytical effort	0,05	2	0,1	3	0,15	1	0,05
Availability of measured data	0,2	3	0,6	2	0,4	1	0,2
Data/method: Consistency/Reliability	0,3	3	0,9	1	0,3	1	0,3
Predictability for exposure assessment	0,4	3	1,2	1	0,4	3	1,2
Total Weight and Score	1		2,95		1,35		1,8

3.3 Step 3 - Appropriate surrogate data for La exposure

The toxicological profiles of La containing clay based solid phase P adsorbents such as LimnoPLUS and Phoslock are closely related to their mineralogy and composition (et al., 2016). Further, the

dispersion patterns of the clay carrier, the P binding kinetics, and the chemical speciation of La in the aquatic environment depend on the chemistry of the receiving waters (Müller *et al.*, 2020; Müller *et al.*, 2018; Müller *et al.*, 2013; Müller *et al.*, 2017; Zhai *et al.*, 2020). Hence, for the evaluation of appropriate surrogate data, it is important to understand how water chemistry is correlated to the La speciation patterns in the aquatic environment.

pH and redox status

Data comparing the performance and the strength of the P binding at different pH and redox conditions show similar patterns for both materials (Müller *et al.*, in prep.). Therefore, we assume that the information from a range of published data for Phoslock also adequately describes the pH and redox status dependent behaviour of LimnoPLUS in aqueous solution. Several studies have tested the efficiency of Phoslock as a function of pH and redox conditions, confirming the P binding efficacy under a wide pH and redox range. In addition to PO_4^{3-} anions, La has also a relatively high affinity for carbonate anion species (CO_3^{2-} , HCO_3^-). Regarding the concentration of the free La^{3+} ion, chemical equilibrium modelling shows that the concentration of the free La^{3+} ion is expected to remain low, depends on ligand concentrations (e.g., PO_4^{3-} , CO_3^{2-} , HCO_3^-) and on the pH of the model solution. The effect of carbonate on the La^{3+} concentration becomes increasingly significant at $\text{pH} > 6.5$. Hence, insoluble LaPO_4 and La-carbonate ($\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$) complexes are expected reaction products in waterbodies that have been treated with La containing P binding materials (Müller *et al.*, 2020).

Once the LaPO_4 mineral has been formed, the bond is not affected by redox conditions and only affected by values of $\text{pH} < 4$ or > 12 . In most freshwater environments, such extreme pH values rarely occur so that the LaPO_4 mineral is stable across all naturally occurring pH range (Müller *et al.*, 2019; Müller *et al.*, 2009; Müller *et al.*, 2020; Müller *et al.*, 2018; Reiter *et al.*, 2008; Müller *et al.*, 2013; Müller *et al.*, 2020).

Alkalinity/Hardness

Alkalinity provides information about the buffering capacity of a water and is mainly determined by the presence of carbonate species, whereas hardness measures the total amount of divalent ions such as calcium (Ca) and magnesium (Mg) present in the water. In general, the units are the same for both parameters (ppm, mg/L in CaCO_3 equivalents). However, alkalinity is often also expressed as meq/L. Moderate to hard water has an alkalinity of $> 0,8 - 1$ meq/L (corresponding to $> 40-50$ mg CaCO_3/L). Accordingly, the alkalinity of soft water is given to be $< 0,8 - 1$ meq/L (corresponding to $< 40-50$ mg CaCO_3/L), (Müller *et al.*, 2013; Müller *et al.*, 2013).

As is the case for all La containing clay-based materials, the particle dispersion, and La speciation patterns of LimnoPLUS and Phoslock are closely linked to the alkalinity and hardness of the receiving waters (Müller *et al.*, 2017; Müller *et al.*, 2017; Müller *et al.*, 2013). For the extensively studied material Phoslock a higher particle dispersion in soft water compared to moderate-hardwater is reported. However, in a comparative study using lake water, Phoslock shows a faster settling rate than LimnoPLUS (Müller *et al.*, in prep), suggesting that LimnoPLUS has a slightly slower settling rate and remains in the water column for longer. Similarly, during our incubation tests, total lanthanum concentrations were higher in the cores treated with LimnoPLUS than in those treated with Phoslock, indicating a greater amount of material remaining suspended in the water column (Figure 11).

A negative correlation between alkalinity and measured FLa concentrations is reported for Phoslock (Müller *et al.*, 2017). We assume similar patterns with even lower FLa concentrations also for

LimnoPLUS, given that the La release from this material is found to be more than sixty times less in comparison to Phoslock (Table 2).

Further, adopting chemical equilibrium modelling [REDACTED] *et al.* (2013) demonstrate that the concentration of the free La^{3+} ion is expected to be very low ($<0,0004 \text{ mg/L}$) in water with moderately low to high alkalinity ($>0,8 \text{ meq/L}$), but higher (up to $0,12 \text{ mg/L}$) in water characterized by very low alkalinity ($<0,8 \text{ meq/L}$).

Dissolved organic carbon (DOC)

Studies conducted with Phoslock report pronounced measured FLA concentrations in soft water containing high concentrations of DOC ($\text{DOC} > 10 \text{ mg/L}$). The underlying mechanism lays in the low ionic strength of soft water which induces a higher dispersion of LMC materials. The resulting small particles facilitate the DOC complexation of the La embedded in the clay matrix, resulting in colloidal La-DOC complexes which can pass even small filters sizes. Hence, the measured FLA fraction is most likely associated with very fine, colloidal particles and do not represent the toxicologically relevant ionic La^{3+} (Re [REDACTED] *et al.*, 2017; Zhi *et al.*, 2020).

For the above reasons, we consider $\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$ to be the most appropriate reference substance to assess adverse effects related to human exposure to La derived from the application of LimnoPLUS or Phoslock to waterbodies suffering from eutrophication [REDACTED] *et al.*, 2019). A vast amount of information is available from toxicological and clinical studies conducted with $\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$ which can be used to describe the properties of La derived from LimnoPLUS and Phoslock applications [REDACTED] *et al.*, 2020; [REDACTED] *et al.*, 2018; [REDACTED] *et al.*, 2016; [REDACTED] 2; U.S.-FDA, 2004). Information from studies conducted with soluble La salts are rated unsuitable for the toxicological assessment of the present report for the following reasons:

1. The La^{3+} ion is expected to occur in very low concentrations in LMC treated water and therefore doesn't represent the main La species for human exposure.
2. The La^{3+} ion cannot easily be determined by analytical methods so that no reliable data are available for LMC treated waterbodies.
3. The presence of the ionic La form highly depends on the specific chemistry of the receiving water and can only be predicted by chemical modelling.
4. The FLA concentration is not a proxy for the La^{3+} ion.
5. The toxicological profile for soluble and insoluble La compounds differs substantially. Effects reported in mammalian bioassays conducted with soluble La compounds are ambiguous and often lack a clear dose effect relationship [REDACTED] *et al.*, 2020).
6. Furthermore, in mammalian studies conducted with soluble La salts, effects cannot unequivocally be related to La exposure and a substantial collateral interference of the counterion is most probably responsible for the described effects ([REDACTED] *et al.*, 2020; [REDACTED] *et al.*, in prep.).

3.4 Step 4 – Exposure pathways

As a result of the designed use of both geo-engineering materials, humans may theoretically be exposed to LimnoPLUS or Phoslock derived La through the following exposure path [REDACTED] *et al.*, 2016; Zhi *et al.*, 2020 [REDACTED]

- Oral exposure by water ingestion during swimming and recreational activities (direct exposure)
- Dermal exposure during swimming and recreational activities (direct exposure)
- Oral exposure through fish consumption (indirect exposure)
- Oral exposure by consuming plants irrigated with water from a treated lake (indirect exposure)

Among these specified scenarios, the main exposure pathway is the oral exposure by direct ingestion of water during recreational swimming. This exposure pathway is therefore used in Task 6, Chapter 4 for the La exposure assessment and in Task 6, Chapter 5 to derive the quantitative parameters to characterize the hazard and risk related to water ingestion during swimming. In addition, a qualitative assessment approach has been adopted in Task 6, Chapter 6 for the evaluation of impacts related to dermal exposure, fish, and plant consumption.

4. Lanthanum exposure assessment

The aim of the exposure assessment process is to determine source, type, magnitude, and duration of contact with the substance of interest. For the exposure assessment adopted in the present report, a worst-case scenario (WCS) is assumed. As outlined in Task 6, Chapter 3, this worst-case scenario is based on the following premise:

- The TLa concentration in the water is considered an appropriate method to determine the presence of suspended LMC particles and the derived La in the water column (al., 2013).
- TLa is deemed the most appropriate stressor to assess potential critical or adverse effects for human exposure (al., 2020).
- Oral exposure by water ingestion during swimming activities is the main exposure pathway (al., 2019).
- The concentration of TLa in the water column is based on the application dose of the respective LMC material.
- TLa clearance with decreasing TLa concentration over time due to the settling of the LMC materials out of the water column is not considered.

The determination of the expected TLa concentrations from the LMC application dose is illustrated using four known case studies, also including the requirements calculated by LSI for Project Task 4. Case studies have been selected based on the LMC application dose, similar to the dose calculated for the system.

For the estimation of human exposure to TLa, values for water ingestion while swimming and recommended body weights for distinct age classes are used (U.S.-EPA, 2011, 2019) (cf., Annex, Table A3 and Table A4). The estimation of the internal dose is based on La oral bioavailability in humans of 0,00127% (al., 2006). For the human TLa exposure a conservative approach is adopted, including:

1. The TLa concentrations expected from the application dose in the as depicted in Table 15.
2. The highest mean and the upper percentile ingested water volume during recreational swimming. This is reported to occur in the age class between 11 to <16 years with a mean of 44 mL/hour and a value for the upper percentile of 152 mL/hour (cf., Annex, Table A3).
3. 3 swimming events per day, each with a duration of 1 hour.

Assuming the above described WCS for human exposure to La derived from a Phoslock or LimnoPLUS or Phoslock application to the [REDACTED] system, a mean daily La exposure level of 2,82 mg/d (0,05 mg/kg/d) is obtained (Table 16). Considering the upper percentile of hourly water ingestion for the age class between 11 to <16 years, the exposure level would be 9,74 mg of TLa per day (0,17 mg/kg/d; Table 16).

Table 15. Worst case TLa concentrations based on the LMC application dose for 4 case studies. The doses for the [REDACTED] system refer to the LSI dose calculation given in Project Task 4.

	Kleiner See	Kralingese Plas	Bergse Plassen	Bergse Plassen	Chinese Pond
Reference	[REDACTED] l., 2013	[REDACTED]	[REDACTED] 2024	[REDACTED] 2024	[REDACTED] 2024
Surface aerea [m ²]	9 x 10 ³	1,15 x 10 ⁶	1 x 10 ⁶	1 x 10 ⁶	3,18 x 10 ³
avg. Depth [m]	2	2,3	2	2	1,5
Volume [L]	1,8 x 10 ⁷	2,645 x 10 ⁹	2 x 10 ⁹	2 x 10 ⁹	4,77 x 10 ⁶
Material	Phoslock	Phoslock	Phoslock	LimnoPLUS	LimnoPLUS
Tot. Material dose [kg]	6 x 10 ³	1,1 x 10 ⁶	8,54 x 10 ⁵	4,27 x 10 ⁵	9,38 x 10 ²
Material per L [mg/L]	333,33	415,88	427,00	213,50	196,65
La content [%]	5,00	5,00	5,00	10,00	10,66
Tla/L [mg/L]	16,67	20,79	21,35	21,35	20,96

Table 16. Human La exposure assessment assuming a WCS. TLa values are based on the proposed application dose for the two LMC materials to the Bergse Plassen system. Water ingestion values and recommended body weight are taken from information published by the US Environmental Protection Agency (U.S.-EPA, 2011, 2019). The oral La bioavailability of 0,00127% [REDACTED] l., 2006) is used to determine the internal dose. The values for the internal dose are shown for comparative purpose.

Exposure based on expected max. TLa = 21,35 mg/L	La exposure for age class 11 to < 16 years		Internal La dose	
	1 Swimming event	3 Swimming events	Body weight 56,8 kg	Absorption 0,00127 %
Water ingestion (mean)	0,044 [L/h]	0,132 [L/d]	0,002 [mg/kg/d]	2,95 x 10 ⁻⁸ [mg/kg/d]
TLa exposure (mean)	0,939 [mg/h]	2,818 [mg/d]	0,05 [mg/kg/d]	6,3 x 10⁻⁷ [mg/kg/d]
Water ingestion (upper percentile)	0,152 [L/h]	0,456 [mg/d]	0,008 [mg/kg/d]	1,02 x 10 ⁻⁷ [mg/kg/d]
TLa exposure (upper percentile)	3,245 [mg/h]	9,736 [mg/d]	0,171 [mg/kg/d]	2,18 x 10⁻⁶ [mg/kg/d]

5. Toxicological evaluation of human oral lanthanum exposure by water ingestion

The toxicological evaluation of human oral exposure to La derived from an application of LimnoPLUS or Phoslock comprises hazard and risk characterisation. The assessment is based on the robust set of data from guideline studies available from animal bioassays, pre-clinical and clinical studies for $\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$. The insoluble $\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$ salt is an approved drug (trade name Fosrenol®, Takeda Pharmaceuticals) used as a phosphate (PO_4^{3-}) binder to reduce serum PO_4^{3-} in patients with end-stage renal disease (ESRD). A high serum PO_4^{3-} level is a serious health problem in ESRD patients and the management of elevated serum PO_4^{3-} concentrations includes the reduction in dietary intake, the removal by dialysis, and the reduction of the intestinal concentrations with PO_4^{3-} binders. Fosrenol® is available as chewable tablets and oral powder containing 500, 750, and 1000 mg, and 750 and 1000 mg of elemental La, respectively. The recommended initial daily dose is 1500 mg La, and most patients require a dose between 1500 and 3000 mg/d to reduce plasma PO_4^{3-} levels to $\leq 0.9 \text{ mg/dL}$ (Benet et al., 2004; [redacted] et al., 2003; [redacted] et al., 2011; [redacted] et al., 2009; [redacted] et al., 2006; [redacted] et al., 2016; U.S.-FDA, 2004).

5.1 Hazard characterisation

Hazard characterisation considers the quantitative relationship between exposure to a chemical and the incidence of an adverse response in a dose-response assessment. To characterize the dose-response relationship, distinct dose descriptor values such as NOAEL and LOAEL derived from animal or human studies are commonly used. From the dose descriptors a reference dose (RfD) can be obtained and used for the subsequent risk characterisation. Usually, a RfD is expressed in units of mg/kg body weight per day. Depending on the adopted approach for the risk characterisation an uncertainty factor (UF) could be applied to the NOAEL or LOAEL values. Commonly a UF 10 is applied for interspecies extrapolation (i.e., animal to human), a UF 10 for interindividual differences (i.e., human to human), and a UF between 3-10 for LOAEL to NOAEL extrapolation (cf., Annex, Table A5), [redacted] et al., 2007).

From the available database for the approval of $\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$ as a drug to treat hyperphosphatemia in ESRD patients, a critical endpoint in human studies cannot be identified. To evaluate the potential adverse effects, we analysed the comprehensive database from the therapeutic use of $\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$, along with the available data for the extensively studied LMB (i.e. Phoslock), to estimate a corresponding RfD for human La exposure during recreational swimming. In this assessment, we considered four different scenarios:

1. The La concentration of the lowest marketed Fosrenol® tablet, thus 500 mg (U.S.-FDA, 2004) assuming 1 tablet a day (3 times below the recommended daily initial dose).
2. The recommended initial daily La dose of 1500 mg/d (U.S.-FDA, 2004).
3. The lowest NOAEL of 100 mg/kg/day $\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$ (= 61 mg/kg/d of elemental La) based on increases in non-neoplastic histopathological stomach changes reported from rat and mouse chronic studies (U.S.-FDA, 2004).
4. The NOAEL of 1000 mg/kg/d (= 50 mg/kg/d of elemental La) from a 28-Day Repeated Dose Oral Toxicity Study in Rats with Phoslock. The NOEAL in this OECD 407 guideline study (OECD, 2008) refers to the highest dose tested in this study.

For the calculation of the respective RfDs, the recommended body weight of 56,8 kg for a person belonging to the age class 11 to <16 years is considered for Scenarios 1 and 2 (Table 17 and Annex

Table A4), (U.S.-EPA, 2011). An UF of 10 can be applied for the interindividual differences for the RfD calculation for La delivered by the lowest Fosrenol® tablet. This is already considered sufficiently conservative as ESRD patients are a sensitive subpopulation and the 500 mg/d dose is lower than the recommended initial daily dose. However, this point of departure may influence phosphorus absorption in the GI, making an additional UF of 5 the safer option. Since 1500 mg/La is a therapeutic La dose, a UF of 100 is applied in Scenario 2. Likewise, a UF of 100 (10 x 10 for interspecies and interindividual extrapolation) is used to obtain the respective RfDs for Scenarios 3 and 4, respectively. The calculated RfD values for the described scenarios are depicted in Table 17.

Table 17. RfD values obtained for the four different scenarios. RfD= reference dose; UF= uncertainty factor.

Scenario	La dose [mg]	NOAEL substance [mg/kg/d]	Body weight [kg]	La concentration [mg/kg/d]	UF	RfD [mg/kg/d]
1.a	500	-	56,8	8,80	10	0,88
1.b	500	-	56,8	8,80	50	0,18
2.	1500	-	56,8	26,41	100	0,26
3.	-	100	-	61	100	0,61
4.	-	1000	-	50	100	0,5

5.2 Risk characterisation

Risk characterisation summarizes all components of the risk assessment process by outlining key findings and estimating the daily human exposure that is likely to be without a marked risk of adverse health effects during a lifetime. Commonly adopted concepts to characterize the risks from human exposure to chemical compounds are the calculation of a hazard quotient (HQ) and the margin of exposure (MoE) (EFSA, 2007). Therefore, both approaches are used in the present report to evaluate potential human health risks from the exposure to La derived from the application of LimnoPLUS or Phoslock to aquatic systems.

Hazard Quotient (HQ)

The HQ is defined as the ratio of the potential exposure to a substance and the level at which no adverse effects are expected. The HQ is calculated as the exposure divided by an appropriate RfD which has been defined in the hazard characterisation step (cf., Equation 2). A HQ < 1 indicates that the exposure is below the safe reference level and is unlikely to cause adverse health effects.

$$HQ = \frac{Exposure}{RfD} \quad (Equation\ 2)$$

The calculated HQ values for the two La exposure conditions (0,05 and 0,171 mg/kg/d) for the above described four scenarios are summarized in Table 18. Even for the most severe worst-case scenario, the HQ values remain <1, meaning that no appreciable risk can be assumed.

Table 18. HQ values for the 4 described scenarios based on the 2 La exposure conditions (0,05 and 0,171 mg/kg/d)

Scenario	La Exposure 0,05 [mg/kg/d]			La Exposure 0,171 [mg/kg/d]		
	La exposure [mg/kg/d]	RfD [mg/kg/d]	HQ	La exposure [mg/kg/d]	RfD [mg/kg/d]	HQ
1.a	0,05	0,88	0,06	0,171	0,88	0,19
1.b	0,05	0,18	0,28	0,171	0,18	0,97
2.	0,05	0,26	0,19	0,171	0,26	0,65
3.	0,05	0,61	0,08	0,171	0,61	0,28
4.	0,05	0,50	0,10	0,171	0,50	0,34

Margin of Exposure (MoE)

The MoE compares the ratio of a critical point of departure (e.g., NOAEL, LOAEL) with the level estimated for human exposure to a determined substance (cf., Equation 3). Thus, the MoE estimates how much the exposure is below a dose that might cause a specific effect. Usually there is no factor included in the calculation for differences in human or animal susceptibility or for animal to human extrapolation. A MoE value > 100 accounts for inter-, and intraspecies variability and is considered safe.

$$MoE = \frac{\text{Point of departure}}{\text{Exposure}} \quad (\text{Equation 3})$$

For the estimation of the MoE, the NOAEL values from the above-described Scenarios 3 and 4 are used (Table 7). The resulting MoE values from this approach show levels well above the required threshold of 100 and thus indicate a sufficient safety margin.

Table 19. Values for the MoE using the NOAEL dose descriptors described for Scenario 3 and 4 (Chapter 5.1).

Scenario	La Exposure 0,05 [mg/kg/d]			La Exposure 0,171 [mg/kg/d]	
	NOEL [mg/kg/d]	La exposure [mg/kg/d]	MoE	La exposure [mg/kg/d]	MoE
3.	61	0,05	1220	0,171	356,73
4.	50	0,05	1000	0,171	292,40

5.3 Assessment and summary of the toxicological evaluation for human oral La exposure

Even in the most extreme worst-case scenario, the HQ values remain below 1, indicating that no appreciable risk can be inferred. Likewise, the MoE values for both exposure scenarios are well above the threshold of 100, indicating a robust safety margin.

Overall, these results suggest that, even under highly conservative assumptions, the exposure levels do not reach thresholds that would warrant concern for adverse effects. Consequently, based on the available data, the potential risks associated with the human oral exposure to La derived from the application of LimnoPLUS or Phoslock are considered negligible.

6. Qualitative assessments: Indirect exposure pathways and dermal exposure

In addition to water ingestion during recreation activities, dermal exposure and exposure through fish and plant consumption are further exposure pathways for humans to La derived from the application of LimnoPLUS or Phoslock in aquatic systems. Since these exposure pathways are not considered the

main source for La exposure, a qualitative assessment is considered adequate to properly assess any related potential impact (██████████ *et al.*, 2016; ██████████ *al.*, 2019; ██████████ *al.*, 2020). The following summary describes the most important studies and the conclusions that can be drawn from them.

The estimation of La exposure through the consumption of fish is based on published data available from Phoslock applications. ██████████ *et al.* (2019) take the highest La concentrations measured in fish muscle tissue (0,81 µg /g dry weight) after a lake treatment with Phoslock (██████████ *et al.*, 2017) and estimate that a person would have to consume more than 1000 kg of fish per day to reach the initial safe recommended therapeutic dose (i.e., 1500 mg/d) of La in adults. This implies a very high margin of safety reported from data related to Phoslock. Since the stressor TLa is the same for both LimnoPLUS and Phoslock, it can be reasonably concluded that consuming fish from water bodies treated with either of these LMC materials would not pose concerns regarding associated adverse effects to humans.

Reported data from a human health risk assessment indicate that consumption of vegetables grown on REE containing soils would not result in the safe value of an estimated daily intake (EDI) of REE (100-110 µg/kg/d) for both adults and children being exceeded (Li *et al.*, 2013). This safe EDI is in the same range compared to the WCS La exposure (0,05-0,171 mg/kg/d) for oral water ingestion during swimming indicated in the present report (Table 16). Furthermore, considering that, (1) LimnoPLUS and Phoslock are designed to quickly settle out of the water column, and (2) the post application TLa concentrations are reported to be considerably lower (██████████ *et al.*, 2013) compared to the adopted WCS, the La transfer from irrigation water to plant tissues destined for consumption is expected to be very low. Thus, it can be reasonably assumed that the consumption of vegetables or plants irrigated with water from LMC treated lakes would not exceed the safe value for the EDI of 100-110 µg/kg/d reported for a mixture of REE. As a result, any risk from this exposure pathway can be evaluated as being negligible.

Concerning the dermal exposure pathway, a significant body of data is available, as La is incorporated into topical formulations at concentrations of up to 30% for the treatment of various skin disorders. The safety of the topical La application is tested in animal studies as well as with volunteers (██████████ 1989; U.S.-Patent-US5202130, 1993; U.S.-Patent-US5866168, 1999; U.S.-Patent-US6338837B1 & Lotan, 2002). For the Bergse Plassen system, the calculated application dose of LimnoPLUS or Phoslock would deliver an overall TLa concentration of 21,35 mg/L (0,002135 %). This is substantially lower than the well tolerated La concentrations reported for formulations intended for dermal use. Therefore, it can be concluded that dermal exposure is not expected to result in any adverse effects.

7. Qualitative assessments for La exposure of mammalian and avian species

Terrestrial mammals such as domestic and wild animals could be exposed to water treated with geo-engineered materials such as LimnoPLUS or Phoslock by swimming or drinking water from a treated lake. Any risk from this exposure is related to the La content of the substance and thus can be evaluated from a range of data available for veterinary drugs and food additives containing La (Task 6, Chapter 2). In veterinary medicine, La₂(CO₃)₃ (e.g., Lantharenol®, active ingredient La₂(CO₃)₃ • 8 H₂O) is used to prevent chronic renal malfunction in ageing domestic animals (██████████ *et al.*, 2009). For the dermal and respiratory exposure pathways, Lantharenol® is not considered to pose any risk (no irritation to skin and eyes, no dermal sensitization). Concerning the oral exposure pathway, the supplementation of regular feed with Lantharenol® is safe and well-tolerated by healthy animals up to a concentration of 75 g/kg complete feed. For dogs, this concentration corresponds to a daily intake of 9,3–12,4 g of Lantharenol® (corresponding to 4,3-5,7 g of elemental La). Considering that the intended dose of

Lantharenol® in the feed of adult dogs and cats ranges from 1,5-7,5 g/kg complete feed, it can be concluded that this food additive is safe for adult dogs and cats at the highest dose proposed with a safety margin of at least 10 (EFSA, 2012; EFSA *et al.*, 2019; *et al.*, 2009). Given the minimal daily intake concentration of 4,3 g that is considered safe and assuming the WCS exposure scenario of 21,35 mg/L TLa (cf., Table 3) a dog would have to drink more than 200 L of water to reach a minimal daily dose of 4,3 g La. Further, assuming TLa clearance out of the water column and comparing the minimal daily dose with the peak TLa concentrations (TLa = 2,3 mg/L) reported for Phoslock (*et al.*, 2013), a dog would need to drink about 1800 L of lake water per day to ingest the nominal safe concentration of 4,3 g La.

Based on the above, the application of LimnoPLUS or Phoslock to a waterbody would not pose any risk to animal health even if water were consumed during or directly after an application.

For waterbirds, an exposure to LimnoPLUS or Phoslock and its active ingredient La is likely to be restricted to the consumption of aquatic organisms, e.g., macrophytes, invertebrates, and fish. The trophic transfer of compounds such as La via food uptake to higher biotic levels such as birds is assumed to be limited (*et al.*, 2005). When given as $\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$, the oral bioavailability of La is reported to be extremely low in rats and humans, respectively (*et al.*, 2019; *et al.*, 2006). Almost all administered La is excreted via the faeces, even after i.v. injection of a soluble La compound (*et al.*, 2019). Thus, as with humans and other mammals, it is most likely that the amount of La absorbed by waterbirds after ingestion will be excreted via the faeces (*et al.*, 2013). In this context, it is also worth mentioning that La and other REE elements have been introduced as feed additives in livestock breeding to improve animal health and production. Amongst bird species, body weight gains have been observed in broilers, while egg production, egg-shell breaking strength and food conversion rates have increased in egg-laying hens. Overall improvements in general health and performance parameters have also been observed (*et al.*, 2019).

Although there is no research specifically on the effects of La-containing clay-based materials on waterbirds, based on the available information, it appears unlikely that waterbirds would experience any toxicity as a result of a LimnoPLUS or Phoslock application or the La derived from it. Furthermore, over the course of 20 years, no adverse effects on the resident avian fauna have been observed during the numerous field applications undertaken with Phoslock.

8. Conclusion

- Both lanthanum (La) containing materials can be defined as La-modified clay (LMC), albeit containing different concentrations of La (being 11% for LimnoPLUS and 4.9% for Phoslock, respectively).
- Total lanthanum (TLa) is found to be the most appropriate stressor to use in risk assessment and fulfils the requirement to adopt a conservative worst-case scenario (WCS) approach.
- Lanthanum carbonate ($\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$) is deemed to be an appropriate reference substance for the evaluation of mechanisms of toxicity and adverse outcome pathways.
- Ingestion of water while swimming is the main exposure pathway.
- Adopting highly conservative WCSs for the risk characterisation, the resulting hazard quotients (HQ) and margins of exposure (MoE) yield values far beyond ($\text{HQ} < 1$) or above ($\text{MoE} > 100$) the commonly established threshold values, indicating no or negligible risk.
- Secondary exposure pathways through dermal contact, fish, and plant consumption pose no concerns for human exposure.
- Any risk for domestic animals and waterbirds related to the use of LimnoPLUS for a pilot trial area can be considered to be negligible.

Task 7 - Assessment of potential environmental impacts of LMC derived Lanthanum

1. Introduction and problem formulation

This report assesses the ecotoxicological potential related to the use of the lanthanum (La) containing solid phase phosphorus binding materials, LimnoPLUS and Phoslock in the Bergse Plassen lakes, Achterplas and Voorplas. The Bergse Plassen is part of the Rotte Creek System, situated in the northern part of Rotterdam. The lakes and the surrounding area are a popular recreational destination for locals and visitors and provide a range of opportunities for water-based activities such as sailing, windsurfing, and swimming.

The water board authority with responsibility for the lakes, the Hoogheemraadschap Schieland en de Krimpenerwaard (HHSK), has developed a comprehensive program of measures aimed at effectively managing phosphorus (P) concentrations in the Bergse Plassen system and managing the risks derived from eutrophication. The management plan involves measures to specifically target the external nutrient loads as well as lake internal P recycling from the sediment. The overall objective of the planned measures is the improvement of ecological water quality in the lakes in accordance with the EU-Water Framework Directive (EU-DIRECTIVE-2000/60/EC, 2000).

Although La is known to be ubiquitous in the sediments of aquatic environments (van den Berg, 2001), the intentional introduction of lanthanum modified clay (LMC) materials into aquatic systems requires a careful evaluation of potential negative effects to the aquatic environment.

The ecotoxicological assessment of the potential adverse effects associated with the intended use of both LMC materials is based on the fundamental concepts of toxicological science, which is outlined in detail in the Chapters 3, and 4.1. In addition, the evaluation related to (1) the impact on aquatic primary producers, (2) short term increase of turbidity, (3) bioaccumulation, and (4) the environmental fate of the active ingredient La, is assessed in Chapters 5-8.

2. Short description of the products

Phoslock and LimnoPLUS are defined as lanthanum modified clays (LMC) materials. Whereas the nominal La content of Phoslock is ~4.9% (m/m), the nominal La concentration in LimnoPLUS is 11% of La by weight (cf., Table 2). Both products are phosphorus (P) management tools, aimed at the improvement of water quality in aquatic systems suffering from nutrient pollution. Phoslock and LimnoPLUS are designated for the use in surface waters such as ponds, lakes, reservoirs, and small channels to prevent the release of P from the sediment to the overlying water column (van den Berg, 2016; van den Berg, 2024). A detailed description of the products and the mode of action is given in Section Task 6/Chapter 2.

3. General description of the environmental risk assessment (ERA) approach

For this risk assessment (RA), a stepwise procedure has been adopted for the evaluation of potential environmental impacts. This approach comprises: Hazard identification, hazard characterization, exposure assessment, and risk characterization (Figure 16). The common features and definitions for each step (WHO-ICPS, 2004) are stated below:

Hazard identification

The identification of the type and nature of adverse effects that an agent has an inherent capacity to cause in an organism, system, or (sub)population.

Hazard characterization

The qualitative and quantitative description of the inherent property of an agent or situation having the potential to cause adverse effects. This should, where possible, include a dose–response assessment and its attendant uncertainties.

Exposure assessment

Evaluation of the exposure of an organism, system, or (sub)population to an agent (and its derivatives).

Risk characterization

The qualitative and, wherever possible, quantitative determination, including attendant uncertainties, of the probability of occurrence of known and potential adverse effects of an agent in a given organism, system, or (sub)population, under defined exposure conditions.

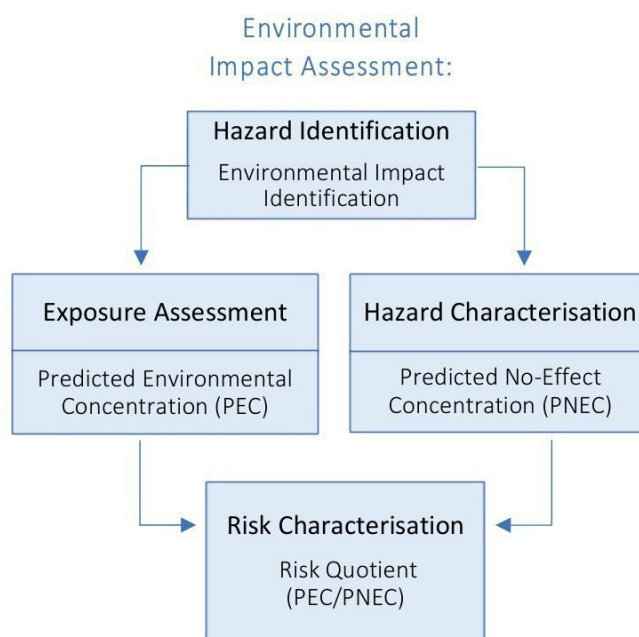


Figure 16. Procedure adopted to assess potential adverse effects of the two materials LimnoPLUS and Phoslock (EFSA, 2015; EFSA, 2016; EFSA, 2022; Stander & EFSA, 2011)

4. Ecotoxicological risk assessment – ERA of Phoslock and LimnoPLUS

This chapter provides a comprehensive and quantitative evaluation of the potential environmental impacts associated with the use of Phoslock and LimnoPLUS in the aquatic environment

4.1 Description of the adopted approach for the ERA

Environmental risks are typically assessed using critical effect concentrations which are preferably derived from long-term (chronic) bioassays. These laboratory ecotoxicity assays use defined protocols for a number of sentinel organisms, assess the concentrations of exposure effects (endpoints), and statistically derive values for the respective dose descriptors (OECD, 2011). Definitions for commonly used dose descriptors (e.g., LC50, EC50, NOAEL/NOAEC) are described in the Annex (Table A6). For the characterization of the hazard the 'Predicted No Effect Concentration' (PNEC) can be calculated from the dose descriptors available for a given substance. Depending on the completeness of the dataset, PNEC calculations are conducted using either only assessment factors or statistical extrapolation techniques (species sensitivity distribution, SSD) combined with an assessment factor approach. For

the SSD a substantial amount of toxicity data from several taxonomic groups and careful data processing are needed to produce a sufficiently robust SSD (EU-ECHA, 2011; [REDACTED] et al., 2021; [REDACTED] et al., 2020). However, for many substances/compounds such a robust and consistent database is not available, and the use of assessment factors only is a generally accepted procedure ([REDACTED] Triquet, 2015; [REDACTED] et al., 2015; EU-ECHA, 2011; EU-IHCP, 2003; OECD, 2011). Based on the guidance provided by EU-IHCP (2003) and OECD (2011), a stepwise screening for relevancy and quality of the ecotoxicity test data available for two materials show that:

- i. For Phoslock, information for acute and chronic exposure conducted with a material suspension or with an aqueous eluate of the material is available. For LimnoPLUS, only data from acute bioassays conducted with an aqueous eluate are available (Annex, Table A7 and A8).
- ii. The toxicological tests conducted with the two materials followed recognized guidelines, valid at the date of the test execution (Annex, Table A10).
- iii. For Phoslock, data from chronic and sub-chronic toxicity tests conducted with the substance are available for nine different invertebrate species belonging to five distinct trophic levels. Acute assays with Phoslock using vertebrates have been conducted with two fish species *Oncorhynchus mykiss* (Rainbow Trout) and [REDACTED] *splendida* (Eastern Rainbowfish). Ecotoxicological data from acute tests conducted with LimnoPLUS are available for the Water flea [REDACTED] the fish species *Brachydanio rerio*, and for the green algae *Selenastrum capricornutum* (Annex, Table A7 and A8).
- iv. Tests with Phoslock were conducted in a range of different laboratories. Consequently, test conditions and test methods are not uniform, resulting in a wider range of the reported endpoints which requires a case-by-case evaluation. Notwithstanding, the quality of the available set of data is considered appropriate.
- v. The early experimental formulation of Phoslock was in liquid form and differs significantly from the current dry granular formulation produced since the end of 2006. Information from these studies is included for comparative purpose in the summary provided in the Annex (Table A 7)
- vi. The tests with LimnoPLUS have been conducted by the same ecotoxicological laboratory. Hence, test methods followed the same recognized guideline conditions valid for the respective national jurisdiction (China). China is a key partner of OECD countries and engages to align its national guidelines to OECD standards. Hence, the data available for the material LimnoPLUS are considered adequate.
- vii. Acute and chronic toxicity tests with Phoslock were conducted using material concentrations ranging from 1-50000 mg/L, corresponding to a nominal total lanthanum (TLa) concentration of 0,05-2500 mg/L. The derived 'no observed effect concentrations' (NOEC) from these toxicity assays are considered sufficiently conservative for all test species. The concentration in the acute tests conducted with LimnoPLUS used a maximum material concentration of 100 g/L, corresponding to 10,000 mg/L of TLa. The obtained values for the NOEC are considered sufficiently conservative.

The screening for relevancy and quality of the available information provides ample evidence for the adequacy of the underlying dataset and thus meets the requirements for the ecotoxicological assessment adopted in this report.

4.2 Hazard identification

Phoslock and LimnoPLUS are La modified clay (LMC) materials, containing 5 and 10 % of La, respectively (data provided from the manufacturers). The hazard identification should therefore consider the properties of the materials and identify the most appropriate approach to be adopted for the environmental risk assessment procedure. Thus, as a first step for the hazard identification, the suitable stressor to be used for the hazard and risk characterization is defined in this chapter.

4.2.1 Stressor definition: Evaluation of the active ingredient La

As described in section Task 6/Chapter 3.2, the elemental composition of both materials is in line with the composition of commonly used clay minerals (Briand *et al.*, 2004), showing low levels of impurities (Table 3) and therefore doesn't constitute a cause for concern. The mechanisms for adverse effects to aquatic organisms of the clay carrier material is mainly attributed to the increased presence of suspended solids in the water column, rather than by direct toxicity from the carrier material itself (Briand *et al.*, 2010). Therefore, the impact related to the increased turbidity is evaluated separately in Chapter 5 of this Task 7 section.

Since Phoslock and LimnoPLUS are designated for the application in surface waters to prevent the release of P from eutrophic sediments, the environmental impact related to the active ingredient La is considered comparable. Therefore, the definition of the appropriate stressor to be used in the ERA, is based on the La content of both LMC materials. Further, as already outlined in detail in Section Task 6/Chapter 3.2, compared to the filterable lanthanum (FLa) fraction, the TLa concentration in the water is considered the most appropriate parameter for a comparative assessment of available dose descriptor values.

Consequently, for the conclusive stressor definition the TLa dose descriptor values available from bioassays conducted with Phoslock and LimnoPLUS are used (Annex Table A7 and A8) and further compared with information from chronic assays conducted with soluble La salts (Annex, Table A9). To assure uniformity and comparability of the data, the dose descriptor values refer to TLa (mg/L), based on the nominal La content of the LMC materials and to La (mg/L) for soluble La salts, respectively. A comprehensive summary of the underlying dataset is reported in the Annex (Table A7-A9).

Excluding the chronic test results from tests with Phoslock where the test concentration was not high enough to produce significant adverse impacts, the comparison of the NOEC values reported for soluble La compounds show values five to several thousand-fold lower, compared to the LMC materials. This huge difference of the toxicological profile of soluble La compounds (U.S.-EPA, 2018), even for the same or similar test species, does not allow a reliable comparison to be made between tests conducted with soluble, inorganic La salts and studies conducted with Phoslock and LimnoPLUS, respectively. Independent material testing conducted by LSI further confirm that the leachate of filterable La (FLa) from the material is negligible, both under oxic and anoxic condition (Briand *et al.*, 2025). Thus, we consider the use of the ionic La^{3+} as a stressor for the ecotoxicological impact assessment of Phoslock and LimnoPLUS unsuitable (Briand *et al.*, 2018; Briand *et al.*, 2020).

4.2.2 Stressor selection and conclusive approach

The inconsistency in reported results for the different stressors does not allow a reliable comparison to be made between tests conducted with soluble, inorganic La salts and the studies conducted with the clay based LMC compounds. Therefore, the studies which have the ionic La^{3+} ion as the stressor were not included in the ERA for Phoslock and LimnoPLUS.

In addition, ecotoxicological assays for the evaluation of solid phase P adsorbents should ideally reflect conditions which are representative of application scenarios. Therefore, provided the underlying set of data allows the exclusive use of test results conducted with a material suspension should form the basis for the ecotoxicological assessment of LMC compounds (et al., 2016). However, for LimnoPLUS, only a limited dataset, using the aqueous material eluate is available, whereas for Phoslock data for both approaches (i.e., material suspension and material eluate) are available. To account for the limited information available for LimnoPLUS and to allow the most adequate comparison of the two materials, data obtained from the eluate and the suspension approach are considered for the ecotoxicological evaluation of Phoslock and LimnoPLUS in this report.

The TLa concentration is deemed most adequate to determine the material presence in the environment and is used in the subsequent exposure assessment step (cf., Task 7 Chapter 4.3).

In summary, the hazard identification provides the basis for the scenarios which are adopted and illustrated in the following exposure assessment chapter.

4.3 Exposure assessment and determination of PEC values

In an exposure assessment the predicted environmental concentration (PEC) of a chemical compound is assessed. The assessment of the PEC values should ideally (1) reflect the measured environmental concentration of a substance/stressor, and (2) include a realistic worst-case scenario (WCS) approach (et al., 2013). Given the intense monitoring programs which have been put in practice, a substantial amount of information is available for the TLa concentrations measured in lakes during and after Phoslock application (et al., 2013). LimnoPLUS is a recently developed clay based material and environmental post application data for the parameter TLa are not available at the time of writing this report. However, LSI internal research along with the conducted incubation experiment (cf., Task 3) shows that the properties, the behavior in water and the leachate of lanthanum (both TLa and FLA) are similar for both materials, so that the available data for Phoslock are approved to be valid surrogate information to determine the PEC values for LimnoPLUS.

Thus, the WCS is based on the maximum measured post application TLa concentration in surface and bottom water respectively (Table 20) during Phoslock applications reported by et al. (2013). In addition, a reality check exposure scenario is adopted, using the maximum measured TLa concentrations in the sediment incubation study described in this report (cf., Section Task 3). Accordingly, the following scenarios are adopted in the subsequent steps of the environmental risk assessment procedure (Table 21):

1. Scenario 1, WCS: Considers water dwelling organisms assuming a high post treatment TLa concentration in the water column based on the information from a meta-analysis of TLa levels for 16 Phoslock treated lakes (et al., 2013). This scenario considers a peak post application concentration of 2,3 mg/L TLa, (Table 20) which is more than 12 times higher compared to the peak TLa concentration measured during the Phoslock treatment of lake Kralingse Plas (Kang, 2023).
2. Scenario 2, WCS: Considers organisms associated with the benthic compartment assuming a high post treatment TLa concentration in the bottom water. The highest TLa concentration in bottom water during or shortly after a Phoslock application is 0,892 mg/L and thus by a factor of 2.5 lower than the peak TLa value measured in the water column (Table 20).

3. Scenario 3, reality check: Describes measured environmental conditions based on the sediment incubation study (cf., Task 3), using the maximum measured water TL_a concentration (mg/L) in the cores treated with Phoslock and LimnoPLUS, respectively.

Table 20. A.: Reported peak concentrations for total lanthanum (TL_a) and filterable lanthanum (FL_a) during and 1 month after Phoslock applications. B.: Post-application range for TL_a and FL_a (up to 60 months) in different Phoslock application [redacted] et al. 2013).

A.	Location	Timing	Peak TL _a [mg/L]	Peak FL _a [mg/L]
	Water sampled from the lake surface	during and 1 month after application	0,026-2,3	0,002-0,414
	Water sampled from bottom of the lake	during and 1 month after application	0,004-0,892	0,002-0,1
B.	Surface-Bottom post application range (up to 60 months)	Range TL _a [mg/L]	Range FL _a [mg/L]	
	Surface	<0,001-0,031*	<0,001-0,002	
	Bottom	<0,001-0,068*	<0,001	

*0,031 and 0,068 mg/L were measured 6 months post-application.

Table 21. Exposure assessment scenarios based on measured high post treatment concentrations of total lanthanum (TL_a) and measured TL_a concentrations from the incubation trial described in Task 3. PEC= predicted environmental concentration; WCS= worst case scenario.

Scenario	Stressor	Stressor concentration [mg/L]	PEC [mg/L]	Reference
1. WCS water column	TL _a	2,3	2,3	[redacted] et al., 2013)
2. WCS bottom water	TL _a	0,892	0,892	[redacted] et al., 2013)
3. TL _a Incubation				
a) Phoslock	TL _a	0,37	0,37	[redacted] (2025)
b) LimnoPLUS	TL _a	0,58	0,58	

4.4 Hazard characterisation

The hazard characterisation assesses the relationship between dose (concentration) and response (effect) in different species and identifies the predicted no effect concentrations (PNECs) for different trophic levels and taxa [redacted] (2015). The hazard characterization of chemicals should be based, wherever applicable, on (1) data from chronic ecotoxicity tests, and (2) NOEC values derived from these chronic tests (OECD, 2011). In general, PNECs are determined by applying assessment factors (AFs), using an AF of 10 for NOEC values from chronic toxicity tests and an AF of 100 or higher for dose descriptors derived from acute test results.

The screening of the available information for the materials Phoslock and LimnoPLUS shows some inconsistency in test methods, test conditions and dose ranges (Annex, Table A7). Since the early experimental formulation of Phoslock was in liquid form, which differs significantly from the current dry granular formulation produced since the end of 2006, results from studies conducted during the initial development phase of Phoslock were not considered for the risk characterization. The only exception is the study by [redacted] (2000), who demonstrated that, after extensive testing by CSRIO, modifications to the formulation successfully prevent excessive La leaching from the liquid

form, offering some comparability to studies conducted with the current available dry granular form. Further, the data for Phoslock show that using an aqueous material eluate, results in overall higher NOEC values compared to the suspension approach and the chemistry of the used test medium seems to influence the test results to a certain degree. Finally, some tests didn't use a dose range high enough to produce adverse effects, so that no real NOEC values could be determined. Tests with LimnoPLUS have been conducted under the same conditions, applying the aqueous material eluate approach, and using an acute exposure protocol (Annex, Table A8).

Given the heterogenous character of the underlying set of data for the two materials the following approach has been adopted to derive the respective PNEC values:

1. Tests using a material dose which was too low compared to common field application doses and didn't produce adverse effects are excluded.
2. Given that (1) the water insolubility of both LMC materials classify them as 'difficult materials' (OECD, 2019), and (2) the aqueous material eluate is a recognized and recommended method for toxicity tests of difficult chemicals (OECD, 2019), the results using the eluate test method are included.
3. Given that tests undertaken with Phoslock cover a range of acute and chronic tests using a sufficient diversity of sentinel organisms, AFs of 100 and 10, are applied for acute and chronic tests, respectively (EU-ECHA, 2011; EU-IHCP, 2003; OECD, 2011). For tests with bacteria an AF of 1000 is used.
4. Since tests with LimnoPLUS used only acute exposure and cover a small range of species, AFs of 100 and 1000 are applied.

The derived PNEC values are reported in Chapter 4.5 (Table 22 and 25).

4.5 Risk characterisation

By applying the scenarios defined in Chapter 4.3 (Table 21), the risk associated with the use of both LMC materials in the aquatic environment is characterized by the calculation of risk quotients ($RQ = PEC/PNEC$) for the sentinel organisms that have been used in the respective bioassays. An RQ value <1 indicates no risk, whereas a $RQ >1$ implies that a potential risk for adverse effects exists. In the latter case, appropriate risk management measures can be implemented in order to minimize and control any adverse effects for the aquatic environment [REDACTED]

4.5.1 Phoslock

The results from the adopted RA approach for Phoslock related to the exposure of the respective aquatic test species are summarized in Tables 22 and 23. The calculated RQ values for all three scenarios range from 0,015-4,6, indicating an overall low risk potential. However, RQ values >1 , are found in the WCS (Table 22) for the rotifer species *Brachionus calyciflorus* (endpoint population growth), and in one study for the Cladocera [REDACTED] for the endpoint weight.

Data for rotifer species are available only from one study and the authors point out that the study design didn't allow the distinction between the indirect effect exerted by suspended particles and direct toxicity of the material. However, the NOEC of 5 mg/L TLa found for *Brachionus calyciflorus* population growth rate is twice the peak TLa concentration of 2,3 mg/L assumed for the WCS, and the reality check scenario didn't indicate a risk potential. Nevertheless, to minimize any potential adverse effects the implementation of risk management measures might be evaluated when applying LMC materials in sensitive waterbodies during the main growing season.

In the WCS one study indicate a $RQ > 1$ for the endpoint weight of [REDACTED] in the same study, a $RQ < 1$ for the endpoint length. The remaining studies conducted with this Cladocera show all RQ values < 1 . The $RQ > 1$ for the weight endpoint may suggest suboptimal nutritional conditions, potentially caused by a reduction in the availability of food algae in the growing medium due to the presence of suspended particles. Hence, as outlined before for the rotifer species, the indirect effects cannot be distinguished from direct toxic outcomes. Another reason for the lower NOEC for the endpoint weight compared the endpoint length found in the same study with the same experimental design might indicate a measurement artefact as the measurement of very small weights requires high precision instruments, implying a wider margin of inaccuracy compared to length measurements. Since the reality check scenario doesn't indicate a risk potential for the experimental design adopted in this study, the risk for the Cladocera [REDACTED] is evaluated low.

Overall, the adopted reality check scenario (Table 23) show RQ values well below the fixed threshold ($RQ < 1$), indicating no risk situation for the tested aquatic biota derived from the La content of the LMC material Phoslock.

Table 22. Phoslock risk characterization Scenario 1 (WCS for surface and bottom water). Tests using an eluate approach are highlighted in grey. AF= assessment factor; EC50= effect concentration with 50% of test organisms show an effect, TL_a= total lanthanum, NOEC= no observed effect concentration, PEC= predicted environmental concentration, PNEC= predicted no effect concentration, RQ= risk quotient, WCS= worst case scenario

Scenario 1 (Scen. 1) – Phoslock: WCS, TL _a water column and bottom water (Spears et al., 2013)								
Species	Test Duration	Endpoint	EC50 TL _a [mg/L]	NOEC TL _a [mg/L]	WCS PEC TL _a [mg/L]	AF	PNEC _{WCS} TL _a [mg/L]	RQ (PEC/PNEC)
Nitrifying bacteria	48h	Nitrification rate	1715	/	0,892	1000	1,72	0,520
<i>Vibrio fischeri</i>	30min	Light emission	1250	/	0,892	1000	1,25	0,714
<i>Brachionus calyciflorus</i>	48h	Population growth	7,7	5	2,3	10	0,5	4,6
<i>Daphnia magna</i>	48h	Mortality	245	/	2,3	100	2,45	0,939
<i>Daphnia magna</i>	48h	Mortality	340	/	2,3	100	3,4	0,676
<i>Daphnia magna</i>	5d	Growth: Weight	43,6	5	2,3	10	0,5	4,6
<i>Daphnia magna</i>	5d	Growth: Length	77,9	25	2,3	10	2,5	0,92
<i>Macrobrachium</i> sp.	96h	Mortality	/	2500	0,892	100	25	0,036
<i>Macrobrachium</i> sp.	28d	Mortality	35	20	0,892	10	2	0,446
<i>Hyalella azteca</i>	14d	Survival	/	170	0,892	10	17	0,052
<i>Hyalella azteca</i>	14d	Growth	/	170	0,892	10	17	0,052
<i>Hexagenia</i> sp.	21d	Survival	/	22,5	0,892	10	2,25	0,396
<i>Hexagenia</i> sp.	21d	Growth	/	22,5	0,892	10	2,25	0,396
<i>Chironomus dilutus</i>	10d	Survival	/	170	0,892	10	17	0,052
<i>Chironomus dilutus</i>	10d	Growth	/	170	0,892	10	17	0,052
<i>Danio rerio</i> fish egg	48h	Coagulated eggs, heartbeat	3000	150	0,892	100	1,5	0,595
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96h	Mortality	680	/	2,3	100	6,8	0,338
<i>Melanotaenia Splendida</i>	96h	Mortality	2500	2500	2,3	100	25	0,092

Table 23. Phoslock risk characterization Scenario 2 (measured peak TLa concentration in the treated cores). Tests using an eluate approach are highlighted in grey. AF= assessment factor; EC50= effect concentration with 50% of test organisms show an effect, TLa= total lanthanum, NOEC= no observed effect concentration, PEC= predicted environmental concentration, PNEC= predicted no effect concentration, RQ= risk quotient, WCS= worst case scenario

Scenario 2 (Scen. 2) – Phoslock: Measured peak TLa during Incubation Test								
Species	Test Duration	Endpoint	EC50 TLa [mg/L]	NOEC TLa [mg/L]	Scen. 2 PEC TLa [mg/L]	AF	PNEC TLa [mg/L]	RQ (PEC/PNEC)
Nitrifying bacteria	48h	Nitrification rate	1715	/	0,37	1000	1,72	0,216
Vibrio fischeri	30min	Light emission	1250	/	0,37	1000	1,25	0,296
Brachionus calyciflorus	48h	Population growth	7,7	5	0,37	10	0,5	0,74
Daphnia magna	48h	Mortality	245	/	0,37	100	2,45	0,151
Daphnia magna	48h	Mortality	340	/	0,37	100	3,4	0,109
Daphnia magna	5d	Growth: Weight	43,6	5	0,37	10	0,5	0,74
Daphnia magna	5d	Growth: Length	77,9	25	0,37	10	2,5	0,148
Macrobrachium sp.	96h	Mortality	/	2500	0,37	100	25	0,015
Macrobrachium sp.	28d	Mortality	35	20	0,37	10	2	0,185
Hyaella azteca	14d	Survival	/	170	0,37	10	17	0,022
Hyaella azteca	14d	Growth	/	170	0,37	10	17	0,022
Hexagenia sp.	21d	Survival	/	22,5	0,37	10	2,25	0,164
Hexagenia sp.	21d	Growth	/	22,5	0,37	10	2,25	0,164
Chironomus dilutus	10d	Survival	/	170	0,37	10	17	0,022
Chironomus dilutus	10d	Growth	/	170	0,37	10	17	0,022
Danio rerio fish egg	48h	Coagulated eggs, heartbeat	3000	150	0,37	100	1,5	0,247
Oncorhynchus mykiss	96h	Mortality	680	/	0,37	100	6,8	0,054
Melanotaenia Splendida	96h	Mortality	2500	2500	0,37	100	25	0,015

4.5.2 LimnoPLUS

Results from the risk characterisation step for the LMC material LimnoPLUS are reported in Table 24 and 25 for the WCS and the reality check scenarios, respectively. For all three situations the resulting

RQ values are well < 1 , even when a high AF of 1000 is applied. By following the eluate method indirect effects of suspended particles are excluded or minimized so that any observed effect can probably be associated to the intrinsic toxicity of the material.

For LimnoPLUS the resulting RQ values are in line with the results obtained for Phoslock and the overall risk potential can be evaluated as low or negligible.

Table 24. LimnoPLUS risk characterization Scenario 1 (WCS for surface and bottom water). Tests using an eluate approach are highlighted in grey. AF= assessment factor; EC50= effect concentration with 50% of test organisms show an effect, TLa= total lanthanum, NOEC= no observed effect concentration, PEC= predicted environmental concentration, PNEC= predicted no effect concentration, RQ= risk quotient, WCS= worst case scenario

Scenario 1 (Scen. 1) – LimnoPLUS: WCS, TLa water column and bottom water (Spears et al., 2013)							
Species	Test Duration	Endpoint	EC50 TLa [mg/L]	WCS PEC TLa [mg/L]	AF	PNEC _{wcs} TLa [mg/L]	RQ (PEC/PNEC)
<i>Daphnia magna</i>	48h	Mortality	10000	2,3	100	100	0,023
<i>Brachydanio rerio</i>	96h	Mortality	10000	2,3	100	100	0,023
<i>Selenastrum capricornutum</i>	72	Growth rate	2750	2,3	100	27,5	0,084
<i>Daphnia magna</i>	48h	Mortality	10000	2,3	1000	100	0,23
<i>Brachydanio rerio</i>	96h	Mortality	10000	2,3	1000	100	0,23
<i>Selenastrum capricornutum</i>	72	Growth rate	2750	2,3	1000	27,5	0,84

Table 25. risk characterization Scenario 2 (measured peak TLa concentration in the treated cores). Tests using an eluate approach are highlighted in grey. AF= assessment factor; EC50= effect concentration with 50% of test organisms show an effect, TLa= total lanthanum, NOEC= no observed effect concentration, PEC= predicted environmental concentration, PNEC= predicted no effect concentration, RQ= risk quotient, WCS= worst case scenario

Scenario 2 (Scen. 2) – LimnoPLUS: Measured peak TLa during Incubation Test							
Species	Test Duration	Endpoint	EC50 TLa [mg/L]	WCS PEC TLa [mg/L]	AF	PNEC _{wcs} TLa [mg/L]	RQ (PEC/PNEC)
<i>Daphnia magna</i>	48h	Mortality	10000	0,58	100	100	0,006
<i>Brachydanio rerio</i>	96h	Mortality	10000	0,58	100	100	0,006
<i>Selenastrum capricornutum</i>	72	Growth rate	2750	0,58	100	27,5	0,021
<i>Daphnia magna</i>	48h	Mortality	10000	0,58	1000	10	0,06
<i>Brachydanio rerio</i>	96h	Mortality	10000	0,58	1000	10	0,06
<i>Selenastrum capricornutum</i>	72	Growth rate	2750	0,58	1000	2,75	0,21

4.6 Evaluation and Summary for ERA

In assessing the potential environmental impact of both LMC materials, it is important to recognize that effects observed for some test species may not be linked to direct toxicity. Mechanisms of toxicity involve toxicant absorption and delivery to its target sites where it could induce a cascade of molecular, biochemical, and cellular processes to produce a given response (2022). Hence, the absorption and the exposure of a toxicant at the target site is a requirement for mechanisms of toxicity. Therefore, strictly speaking, any indirect effects due to changes in pH and conductivity in test solutions cannot be defined as toxic effects. These indirect effects might have occurred in some of the studies, especially for the test species for which a higher risk level is calculated in the WCS exposure. The reality check scenarios indicate high safety levels, confirming that environmental risks from typical application doses most likely are low (Figure 17).

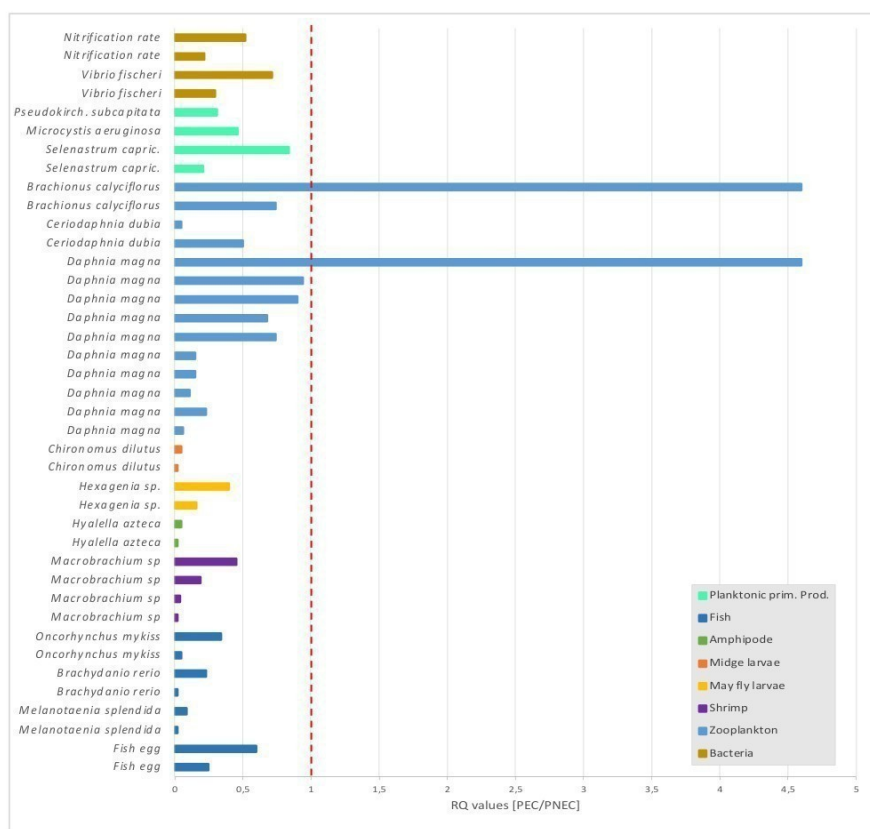


Figure 17. RQ values indicated for a range of aquatic organisms from different taxonomic groups and trophic levels. (Data from Tables 22-25; in addition, data from internal 3rd party studies for *Ceriodaphnia dubia* and phytoplankton species are included for comparison). The red vertical bar represents the RQ= 1 threshold.

5. Qualitative assessments: Phytoplankton and macrophytes

5.1 Phytoplankton

When assessing the toxicity of LMC materials to algae species, it is critical that a distinction be made between the indirect and direct effects of the materials. The underlying mechanism of LMCs is the binding of phosphate (PO_4^{3-}) by the active ingredient La and therefore any use of an LMC will result in a reduction of the essential nutrient for algal growth in the test solution. Thus, an observed adverse effect on algal growth is most probably induced by PO_4^{3-} limitation rather than direct toxic effects on

the test species. This has also been demonstrated in a study, which tested the effect of PO_4^{3-} limitation on green algae (et al., 1974).

In a laboratory test with a Phoslock suspension under constant agitation (2013) reported reduced growth of two phytoplankton species (*Scenedesmus obliquus*; *Microcystis aeruginosa*) as well as effective control of a cyanobacteria bloom (*Anabaena* sp.). The control effect is attributed to the combination of PO_4^{3-} binding, light limitation, and flocculation of phytoplankton cells under conditions of prolonged exposure in the experiment rather than any toxic effect. The same mechanism of PO_4^{3-} limitation can be assumed for the tests undertaken with LimnoPLUS with the green algae *Selenastrum capricornutum*, reporting a 27,5% growth reduction.

A range of data from field applications report a shift in the phytoplankton community structure from cyanobacteria dominance to green algae and diatoms. Further, phytoplankton surveys after whole lake applications of Phoslock demonstrate that there are no non-target impacts on phytoplankton as a result of a treatment (et al., 2020; et al., 2014; , 2018; E, 2017; et al., 2016; al., 2003).

5.2 Macrophytes

For macrophyte species no data are available for EC50 or NOEC values associated with the application of Phoslock or LimnoPLUS. However, laboratory experiments using Phoslock have shown that the material does not reduce growth in *Elodea nuttallii* and *Hydrilla verticillata* (2012; Wang et al., 2017), and does not hamper macrophyte germination when dosing up to 5 tons per ha (Waters-Hart, 2019). Further, growth and responses of five macrophyte species (i.e., *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis*, *Littorella uniflora*, *Najas flexilis*) were similar between the Phoslock treatment and the control (Waters-Hart, 2020). Additional laboratory core experiments, testing the impact on submerged macrophyte leaves, show evidence of the material on the leaf surfaces, and the only species showing a negative response to the treatment (fluorescence: lower Fv/Fm values) was *Potamogeton perfoliatus*. However, the results from whole lake applications show positive responses of the macrophyte community after a Phoslock treatment and it can therefore be reasonably assumed that, under natural environmental conditions, negative effects on macrophytes will be marginal (G al., 2014; s et al., 2016).

6. Impact assessment related to turbidity

Turbidity is an optical characteristic of water and reported as nephelometric turbidity units (NTU) which is a metric measurement for the amount of light that is scattered by any material present in the water. These materials include suspended particulate matter like clay, silt, tiny inorganic and organic matter, planktonic organisms but also dissolved coloured organic compounds. As clay-based materials, Phoslock and LimnoPLUS will undoubtedly increase the water turbidity during and shortly after an application and it is therefore important to evaluate the intrinsic properties of both materials in the water column, both in terms of settling behaviour and settling time.

In a laboratory experiment using 1 g of Phoslock in nanopure water, a short-term increase in turbidity of up to 211 NTU was observed. However, due to rapid settling, turbidity in the test vessels decreased below 13 NTU after 6 h (2013). The rapid settling of the material is also confirmed by Spears et al. (2013) who report an estimated range of suspended solids during field applications of Phoslock of 0.62-46.0 mg/L, followed by rapid post application decreases of suspended solids. Although in our internal tests we found a slightly lower settling rate of LimnoPLUS compared to

Phoslock, this is not expected to increase the risk for adverse impacts to aquatic organisms (cf., Chapter 4). In the longer-term the transparency in a treated waterbody is expected to increase as a result of the overall reduced phytoplankton biomass, particularly during the summer months (van den Brink & van den Brink, 2013; van den Brink et al., 2016). Furthermore, LMC materials are not prone to resuspension, have a similar density as natural lake sediments and as such become an integrated part of the lake sediment (van den Brink et al., 2016; van den Brink et al., 2010). Thus, the resuspension potential of the material is expected to be the same as for the natural occurring sediment.

Any potential effects from a temporary increase in suspended solids can easily be prevented by adopting a targeted and site-specific approach such as controlling and adopting the quantity of the material applied daily, tailoring and compartmentalizing the application method, and avoiding applications during the main growing season (van den Brink, 2013).

7. Bioavailability, bioaccumulation and biomagnification

In the aquatic environment the sediment is the main target compartment for the LMC materials Phoslock and LimnoPLUS. Therefore, especially the endobenthic (sediment dwelling) organisms can be exposed to the materials and their active ingredient La. Exposure for deposit-feeders is mainly from deposited material whereas filter-feeders are exposed by ingesting resuspended sediment along with the material particles. Sediment ingestion also applies to fish feeding on sediment dwelling organisms as these fish also ingest small quantities of sediment during feeding. For the La derived from the LMCs, as is the case for most chemical substances, in between the initial exposure, the accumulation, and any final, unintended effects, different interactions take place, involving the abiotic and the biotic environment. The release of a chemical from the solid to the dissolved phase is defined as bio accessibility and is a prerequisite for the uptake and assimilation into the systemic circulation of receptor organisms. The uptake from the dissolved phase can either occur directly via the medium (water and sediment) or via ingested material. For the ingestion pathway, it is important to point out that the maximum quantity of the soluble form of a chemical in the digestive tract constitutes the bio accessible fraction. Here, only the part of the bio accessible fraction which crosses the gut wall, entering the biological fluids and reaching the site(s) of potential toxic actions, constitutes the bioavailable fraction (van den Brink, Triquet, 2015).

Extensive information relating to the oral bioavailability of La is available from studies undertaken with La-carbonate. The oral bioavailability of La is given as 0.0007 % and 0.00127 % in rats and humans, respectively. Almost all the orally ingested La is excreted either directly or through the hepatobiliary pathway, via the faeces (van den Brink et al., 2019; van den Brink et al., 2016; van den Brink et al., 2006). Hence, similar patterns for absorption, excretion and accumulation can be assumed for aquatic biota. However, sediment dwelling organisms are constantly exposed to La after a treatment of a lake with Phoslock or LimnoPLUS and therefore the potential for bioaccumulation and trophic transfer (biomagnification) of La is briefly evaluated below.

LimnoPLUS has only become commercially available recently and therefore information and long-term data from environmental monitoring are not available. Nevertheless, a substantial amount of specific information regarding the bioavailability of La in the aquatic environment can be obtained from published case study literature for Phoslock. Analyses from Phoslock post application monitoring have detected La in macrophytes, chironomids, crayfish, and fish, indicating the potential for bioaccumulation of La in aquatic biota (van den Brink et al., 2014; van den Brink et al., 2020; van den Brink et al., 2017b). Nevertheless, no acute or chronic effects on the studied aquatic biota have been observed and no toxicological effects have been observed for up to five years following applications.

Furthermore, La was mainly detected in the liver and hepatopancreas tissues of fish and aquatic invertebrates. The decreasing concentration patterns over time clearly show depuration of La from the body of the aquatic biota (Vander Zanden et al., 2007; Vandenbergh et al., 2017b). This is in line with the observations reported for humans and mammalian species and confirms our assumption that the La absorption, excretion and accumulation patterns in aquatic organisms are comparable to reported data for humans and terrestrial mammals. As some La accumulation in aquatic biota has been observed after the application of Phoslock, the transfer to higher trophic levels cannot be excluded. However, based on the low bioavailability of La and the high elimination rate by faecal excretion, a very limited risk of transfer towards predators is expected.

Overall, the risk for potential adverse effects for the aquatic environment due to the accumulation of La in aquatic biota after the application of LMC materials can be evaluated as minimal.

8. Environmental fate

The environmental fate of both LMC materials mainly involves the persistence and mobility of their active ingredient La in surface water, ground water, and the sediment. La is considered an appropriate tracer to determine the presence of a LMC material which have been applied to an aquatic system (Vander Zanden et al., 2016). A considerable amount of information for the reference material Phoslock describes the environmental fate of La once it has been introduced in the aquatic environment. Thus, the assessment of the environmental fate of LimnoPLUS is based on the substantial set of data available from Phoslock studies.

Once applied to a waterbody, in accordance with the designated mode of action of LMC materials, the La will either react with phosphate (PO_4^{3-}) or other oxyanions (e.g., carbonate species: CO_3^{2-} , HCO_3^-) in the waterbody. Once La is bound to PO_4^{3-} , the bond will not be broken when redox conditions change or under natural pH fluctuations, in the presence of high amounts of dissolved organic carbon (DOC) or during resuspension events. Furthermore, the precipitated rhabdophane (LaPO_4) is resistant to microbial attack from endemic sediment micro-organisms (Vander Zanden et al., 2019; Vandenbergh et al., 2016; Li et al., 2020; Vandenbergh et al., 2018).

Field studies undertaken with Phoslock report non homogenous vertical and spatial post-treatment La distribution in the lake sediment and a tendency for translocation of the material towards the deeper areas of the studied lakes (Vander Zanden et al., 2016; Vandenbergh et al., 2020; Vandenbergh et al., 2016). Translocation to deeper zones indicate that La derived from LMC materials is not subject to flushing events, and thus remains in the waterbody. A minimal loss of the total applied amount of La to the groundwater is reported (Vander Zanden et al., 2020).

In summary, due to the specific properties of both LMC materials, we assume that they are not subject to substantial chemical transformation processes. Thus, after the application of Phoslock or LimnoPLUS to a waterbody the materials will become an inert part of the sediment. In addition, the active ingredient La shows low mobility in water and sediment, so that the transfer to the ground water is negligible.

9. Conclusion

- Information from ecotoxicological assays conducted with both LMC materials is available.
- Notwithstanding the available information for both materials is somewhat heterogenous, the available data meet the requirements for the ecotoxicological assessment adopted in this report.
- The parameter TLa (total lanthanum) is deemed the most appropriate stressor for the exposure assessment and fulfils the requirement to adopt a conservative worst-case scenario (WCS) approach
- For the assessment of the environmental impact of both LMC materials, it is important to distinguish indirect effects from direct toxicity.
- Although for the WCS in two specific situations a higher risk potential is calculated, the comparison among the test organisms as well as the reality check scenarios indicate high safety levels, confirming that environmental risks from typical application doses most likely are low.
- The impacts on aquatic primary producers, as well as those related to turbidity, bioaccumulation, and the environmental fate of La, are evaluated as low or negligible, respectively.

Annex

Tables A1. Results of incubation experiment of sediment cores untreated and treated with LimnoPLUS and Phoslock under anoxic conditions

Control		20.11.24	27.11.24	12.12.24	18.12.24	26.12.24	02.01.25	08.01.25	15.01.25	23.01.25	29.01.25
Parameter	Unit										
Water volume (4 cores)	ml	4813									
Incubation temperature	°C	18,0	20,0	21,5	22	23,5	24	24	24	23	23,5
Sample temperature	°C	17,2	18,5	21,9	22	21	21,5	20,4	22,6	19,6	20,1
pH		7,7	7,7	7,7	8,64	8,62	8,78	9,04	9,2	9,34	9,19
Conductivity	µS/cm	782	799	838	1312	1857	2200	2590	2790	2860	2760
Redox potential	mV	322	106	49	10	0	-40	-49	-54	-68	-67
O ₂	mg/l	2,3	2,0	1,5	1,09	1,17	1,1	0,83	0,87	1,03	0,68
O ₂ Saturation	%	24,8	21,0	17,2	12,7	12,9	12,3	9,5	10	11,5	7,7
ortho-Phosphate-P	mg/l	0,290	1,00	1,00	1,20	1,50	1,70	1,70	1,20	1,70	1,8
Ammonium-N	mg/l	2,1	2,1	2,7	2,3	5,2	6,1	5,6	6,6	7,1	7,1
Nitrate-N	mg/l	0,079	<0,1	<0,045	<0,068	<0,1	<0,09	<0,11	<0,023	<0,023	<0,023
filtered lanthanum	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Sulphate	mg/l	44	38	31	34	17	10	7,3	5,3	5,2	4,4
Total iron	mg/l	0,230	0,870	0,450	0,370	0,300	0,360	0,190	0,230	0,120	0,11
Total lanthanum	mg/l	0,004	<0,001	0,002	0,002	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Smell			slightly putrid	putrid	more putrid	very putrid	very putrid	very putrid	very putrid	highly putrid	highly putrid

Phoslock		20.11.24	27.11.24	12.12.24	18.12.24	26.12.24	02.01.25	08.01.25	15.01.25	23.01.25	29.01.25
Parameter	Unit										
Water volume (4 cores)	ml	4219									
Incubation temperature	°C	18,0	20	21,5	22	23,5	24	24	24	23	23,5
Sample temperature	°C	18,4	18,6	20,8	21,1	20,2	21,7	20,4	21,2	19	20,8
pH		7,9	7,83	7,6	8,24	8,32	8,29	8,88	9,27	9,38	9,18
Conductivity	µS/cm	813	793	848,0	1347	1835	2240	2730	2940	3020	2890
Redox potential	mV	319	152	59,1	-3,56	-0,13	-71,0	-60	-51	-51	-64
O ₂	mg/l	3,2	1,7	1,5	1,45	0,85	0,77	1,13	0,94	0,98	0,90
O ₂ Saturation	%	35,1	18,4	16,7	16,7	9,3	8,8	12,5	10,5	10,8	10,4
ortho-Phosphate-P	mg/l	0,098	0,008	0,010	0,006	0,006	0,009	0,011	0,006	0,033	0,020
Ammonium-N	mg/l	1,4	1,8	3,1	2,6	4,2	5,9	6,6	7,2	6,9	6,90
Nitrate-N	mg/l	0,12	<0,1	0,16	<0,068	<0,1	<0,09	<0,11	<0,023	<0,023	<0,023
filtered lanthanum	mg/l	0,005	0,042	0,017	0,007	0,004	0,007	0,007	0,006	0,006	0,01
Sulphate	mg/l	50	43	0	32	22	5,7	5,1	6,8	8,1	5,60
Total iron	mg/l	0,05	0,23	0,60	0,21	0,17	0,14	0,08	0,12	0,07	0,07
Total lanthanum	mg/l	0,008	0,370	0,110	0,082	0,056	0,041	0,031	0,030	0,029	0,03
Smell			slightly putrid	putrid	more putrid	more putrid	very putrid	highly putrid	highly putrid	highly putrid	highly putrid

LimnoPLUS		20.11.24	27.11.24	12.12.24	18.12.24	26.12.24	02.01.25	08.01.25	15.01.25	23.01.25	29.01.25
Parameter	Unit										
Water volume (4 cores)	ml	4446									
Incubation temperature	°C	18,0	20	21,5	22	23,5	24	24	24	23	23,5
Sample temperature	°C	18,2	18,7	20,6	22,5	22	19,3	19,7	22,6	19,7	20,1
pH		7,5	7,5	7,97	8,81	8,4	8,51	9,19	9,26	9,33	9,26
Conductivity	µS/cm	867	818	857	1347	1861	2240	2680	2880	2950	2760
Redox potential	mV	185	109	23,6	-4,54	-11,2	-39,3	-46	-66	-85	-67
O ₂	mg/l	2,7	1,99	1,5	1,45	1,05	0,98	1,00	0,90	0,94	0,85
O ₂ Saturation	%	29,6	21,5	16,6	17,0	11,8	10,7	11,2	10,4	10,5	9,6
ortho-Phosphate-P	mg/l	0,190	0,007	0,007	0,006	0,003	0,006	0,007	0,007	0,012	0,013
Ammonium-N	mg/l	1,20	2,90	2,90	2,90	4,80	6,50	7,00	8,20	7,60	6,3
Nitrate-N	mg/l	0,09	<0,1	0,068	<0,068	<0,1	<0,09	<0,11	<0,023	<0,023	<0,023
filtered lanthanum	mg/l	<0,001	0,080	0,042	0,018	0,009	0,008	0,008	0,009	0,008	0,0071
Sulphate	mg/l	46	33	41	33	18	10	10	9,3	9,3	11
Total iron	mg/l	0,090	0,220	0,120	0,087	0,065	0,061	0,045	0,049	0,029	0,026
Total lanthanum	mg/l	<0,001	0,580	0,190	0,110	0,055	0,035	0,025	0,021	0,018	0,016
Smell			slightly putrid	putrid	more putrid	more putrid	very putrid	highly putrid	highly putrid	highly putrid	highly putrid

Color indication system for the utilization of terminal electron acceptors

Redoxpotential [mV]:	
-280...-150	Development of Methan
-200...+100	Reduction of Sulfate
+180...+400	Reduction of Iron
+220...+500	Reduction of Manganese
+300...+600	Reduction of Nitrate

Table A3. Recommended values for water ingestion while swimming (U.S.-EPA, 2019).

Age Group years	Mean	Upper Percentile
	mL/hour	mL/hour
6 to <11	38	96
11 to <16	44	152
16 to <21	33	105
21+	28	92
Source: Dufour (2017); based on data provided to [REDACTED] by personal communication, 6/21/2017.		

Table A4. Recommended values for body weight (U.S.-EPA, 2011).

Age Group	Mean (kg)	Multiple Percentiles	Source
Birth to <1 month	4.8		
1 to <3 months	5.9		
3 to <6 months	7.4		
6 to <11 months	9.2		
1 to <2 years	11.4	Table 8-3 through Table 8-5	U.S. EPA analysis of NHANES, 1999–2006 data
2 to <3 years	13.8		
3 to <6 years	18.6		
6 to <11 years	31.8		
11 to <16 years	56.8		
16 to <21 years	71.6		
Adults	80.0		

Table A5. Default UF for risk assessment [REDACTED]

Interspecies = 10	Interindividual = 10
TK = 4; TD = 2.5	TK = 3.2; TD = 3.2

TD, toxicodynamics; TK, toxicokinetics.

^aAccording to WHO/IPCS (1999).

Table A6. Commonly used dose descriptors.

- LC50 dose (median lethal concentration, 50% of the test organisms die, endpoint death),
- EC50 dose (median effective concentration, 50% of the test organisms show an effect, effect endpoints vary e.g., immobilization, reduction of growth parameters),
- EC10 dose (median effect concentration, 10% of the test organisms show effect (effect endpoints vary e.g., immobilization, reduction of growth parameters)
- IC25 dose (the estimated concentration that produces a 25% reduction in an effect relative to a control response.
- NOEC/NOAEL (no observed effect concentration; no observed adverse effect level)
- LOEC/LOAEL (lowest observed effect concentration; lowest observed adverse effect level)

Table A7. Summary of acute/chronic toxicity data for LMC 5% (Phoslock®)). EC50/NOEC values refer to mg/L TL_a, based on a nominal TL_a content of 5 %. Only NOECs for the most sensitive endpoint are included. Studies using the TCLP/eluate approach are highlighted in grey. Studies referring to the early product development are included for the purpose of comparison and are highlighted in orange text. N= nominal, Str.= Stressor. Table continues next page.

Species	Habitat/Behaviour of test species	Trophic level of test species	Test Substance	Strs	Hardness [mg/L CaCO ₃] Salinity [ppt]	Expos time	Most sensitive Endpoint	EC50; NOEC TL _a [mg/L]	Reference
Tests with LMC 5% (Phoslock®), TL_a based on 5 % La content									
Nitrifying bacteria	autotrophic bacteria, natural sediment	Lithotrophic	LMC, (N), water-sediment	TL _a	/	48h	nitrification rate	1715	
<i>Vibrio fischeri</i>	luminescent bacteria	saprotroph primary consumer	LMC, (N), water-sediment	TL _a	/	30min	Light emission	1250	
<i>Brachionus calyciflorus</i>	Rotifera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LMC, (N), susp., WC medium	TL _a	WC medium	48h	Population growth	7,7; 5	(van 2013)
<i>Daphnia magna</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LMC, (N), eluate, syn. soft water	TL _a	synthetic soft water	48h	Mortality	>2500 ¹⁾ 1250;	(2004)
<i>Daphnia magna</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LMC, (N), susp., tap water	TL _a	dechlorinated tap water	48h	Mortality	245	(2009)
<i>Daphnia magna</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LMC, (N), susp., pond water	TL _a	natural pond water	48h	Mortality	>340 ¹⁾	(2009)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LMC, (N), susp., lake water	TL _a	natural lake water	48h	Mortality	>2,5 ¹⁾	(2008)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	River water after LMC application	TL _a	river water after LMC treatment	48h	Immobility	>1,7 ¹⁾	(2000)
<i>Daphnia magna</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LMC, (N), susp.	TL _a	Artificial RT medium	5d	Growth: Weight	43,6; 5	(2010)

Table A7, continue

Species	Habitat/Behaviour of test species	Trophic level of test species	Test Substance	Strs.	Hardness [mg/L CaCO ₃] Salinity [ppt]	Expos. time	Most sensitive Endpoint	EC50; NOEC [mg TL _a /L]	Reference
Tests with LMC 5% (Phoslock®), TL_a based on 5 % La content									
<i>Daphnia magna</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LMC, (N), susp	TL _a	Artificial RT medium	5d	Growth: Length	77,9; 25	(2010)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LMC (N) Natural lake water	TL _a	/	7d	Mortality	>0.05 ⁽¹⁾	(2008)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LMC (N) natural lake water	TL _a	/	7d	Reproduction	>0,05 ⁽¹⁾	(2008)
<i>Macrobrachium sp.</i>	Decapoda, benthic inverteb.	Secondary consumer	LMC (N) eluate, soft water	TL _a	/	96h	Mortality	>2500; 2500	(2008)
<i>Macrobrachium sp.</i>	Decapoda, benthic inverteb.	Secondary consumer	LMC (N) eluate, soft water	TL _a	/	28d	Mortality	35; 20	(Foster 2008)
<i>Hyalella azteca</i>	Amphipoda, benthic inverteb.	Primary consumer	LMC (N) water+ sediment	TL _a	192	14d	Survival	>170 ⁽¹⁾	(Watson 2009)
<i>Hyalella azteca</i>	Amphipoda, benthic inverteb.	Primary consumer	LMC (N) water+ sediment	TL _a	192	14d	Growth	>170 ⁽¹⁾	(2009)
<i>Phreatogam. helmsii</i>	Amphipoda, benthic inverteb.	Primary consumer	LMC (N) water+ sediment	TL _a	>70	10d	Survival	1	(2009)
<i>Hexagenia sp.</i>	Emphemeroptera, benthic larvae, inverteb.	Secondary consumer	LMC (N) water+ sediment	TL _a	192	21d	Survival	>22,5 ⁽¹⁾	(2009)
<i>Hexagenia sp.</i>	Emphemeroptera, benthic larvae, inverteb.	Secondary consumer	LMC (N) water+ sediment	TL _a	192	21d	Growth	>22,5 ⁽¹⁾	(2009)
<i>Chironomus dilutus</i>	Chironomidae, benthic larvae, inverteb.	Secondary consumer	LMC (N) water+ sediment	TL _a	192	10d	Survival	>170 ⁽¹⁾	(Watson 2009)
<i>Chironomus dilutus</i>	Chironomidae, benthic larvae, inverteb.	Secondary consumer	LMC (N) water+ sediment	TL _a	192	10d	Growth	>170 ⁽¹⁾	(Watson 2009)
<i>Chironomus zealandicus</i>	Chironomidae, benthic larvae, inverteb.	Secondary consumer	LMC (N) water+ sediment	TL _a	123-202	38d	Survival	>20 ⁽¹⁾	(2009)
<i>Polypedium parvidum</i>	Chironomidae, benthic larvae, inverteb.	Secondary consumer	LMC (N) water+ sediment	TL _a	>70	10d	Survival	>20 ⁽¹⁾	(2009)
<i>Danio rerio</i> fish egg	Fish (Cypriniformes), omnivores zoopl., insects	mainly Secondary consumer	Direct sediment test	TL _a	/	48h	Coagulated eggs, heartbeat	3000; 150	(2009)
<i>Oncorhyn. mykiss</i> , juv.	Fish (Salmonidae), opportunistic predator	Secondary consumer	LMC, (N) tap water	TL _a	33-51	96h	Survival	2	(2004)

Table A7, continue

Species	Habitat/Behaviour of test species	Trophic level of test species	Test Substance	Strs.	Hardness [mg/L CaCO ₃] Salinity [ppt]	Expos. time	Most sensitive Endpoint	EC50; NOEC [mg TLa/L]	Reference
Tests with LMC 5% (Phoslock®), TLa based on 5 % La content									
<i>Oncorhyn. mykiss</i> , fry	Fish (Salmonidae), opportunistic predator	Secondary consumer	LMC, (N), eluate tap water	TLa	30-40	96h	Mortality	217,5; 156,3	[2009]
<i>Oncorhyn. mykiss</i>	Fish (Salmonidae), opportunistic predator	Secondary consumer	LMC, (N) susp., tap water	TLa	128	96h	Mortality	>680 ¹⁾	
<i>Melanotaen. splendida</i>	Fish, (Melanotaeniidae), mainly terr. insects	Secondary consumer	LMC (N), eluate	TLa	/	96h	Mortality	>2500; 2500 ¹⁾	

¹⁾ highest dose tested

Table A8. Summary of acute toxicity data LMC 10% (LimnoPLUS®). The eluate approach was adopted for all tests.

Species	Habitat/Behaviour of test species	Trophic level of test species	Test Substance	Strs.	Hardness [mg/L CaCO ₃] Salinity [ppt]	Expos. time	Most sensitive Endpoint	EC50 [mg TLa/L]	Reference
Tests with LMC 10% (LimnoPLUS®), TLa based on 10 % La content									
<i>Daphnia magna</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LMC (N) eluate, medium	TLa	N.A.	48h	Mortality	>10000 ¹⁾	(CRAE, 2020)
<i>Brachydanio rerio</i>	Fish (Cypriniformes), omnivores zoopl.,	mainly Secondary consumer	LMC, (N) eluate, tap water	TLa	N.A.	96h	Mortality	>10000 ¹⁾	(CRAE, 2020)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Algae (Chlorophyceae),	Primary producer	LMC, (N), eluate, medium	TLa	N.A.	72h	Growth rate	2750	(CRAE, 2020)

¹⁾ highest dose tested

Table A9. Summary of chronic toxicity data using soluble, inorganic La compounds. Reported NOEC values refer to mg /L La. For test species for which multiple datasets are available, only NOECs for the most sensitive endpoint are included. A= average, I= initial, M= measured, N= nominal, Str.= Stressor. Table continues next page.

Species	Habitat/Behaviour of test species	Trophic level of test species	Test Substance	Strs.	Water Hardness [mg/L CaCO ₃]	Expos. time	Most sensitive Endpoint	NOEC [mg La/L]	Reference
Tests with soluble La salts									
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Planktonic, non-N fixing cyanobacteria	Primary producer (cyanobacteria)	La(NO ₃) ₃ (N)	La ³⁺	/	20d	Growth rate	1	(Jin et al., 2009)
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Planktonic, non-N fixing cyanobacteria	Primary producer (cyanobacteria)	La(NO ₃) ₃ (N)	La ³⁺	/	7d	Growth rate	2,5	[redacted] (Jin et al., 2013)
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Planktonic green algae	Primary producer	La(NO ₃) ₃ (N)	La ³⁺	/	3d	Growth rate	2,5	(van [redacted] et al., 2013)
<i>Lemna minor</i>	Non-rooted floating macrophyte	Primary producer	La(NO ₃) ₃ (N)	La ³⁺	/	5d	Chlorophyll	695	(Ippolito et al., 2010)

Table A9, continue

Species	Habitat/Behaviour of test species	Trophic level of test species	Test Substance	Strs.	Water Hardness [mg/L CaCO ₃]	Expos. time	Most sensitive Endpoint	NOEC [mg La/L]	Reference
Tests with soluble La salts									
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LaCl ₃ (MI)	La ³⁺	40-48	7d	Reproduction	0,05	[REDACTED] Binet 2000)
<i>Daphnia magna</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LaCl ₃ (MA)	La ³⁺	250	21d	Mortality	0,1	[REDACTED] et al., 2016)
<i>Daphnia magna</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	La(NO ₃) ₃ (N), with P	La ³⁺	88	14d	Reproduction	0,33	[REDACTED] (Lüdtke & 2010)
<i>Daphnia magna</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	La(NO ₃) ₃ (N), without P	La ³⁺	88	14d	Reproduction	1	[REDACTED] & [REDACTED]
<i>Daphnia carinata</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LaCl ₃ (M)	La ³⁺	160	21d	Mortality	0,04	[REDACTED] 2000)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladocera, planktonic inverteb.	Primary consumer	LaCl ₃ (MI)	La ³⁺	40-48	7d	Reproduction	0,05	[REDACTED] et al. 2010)
<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae, benthic larvae, inverteb.	Secondary consumer	LaCl ₃ (N)	La ³⁺	289.86	28d	Mortality	>1318	[REDACTED] Dietzmann et al., 2016)
<i>Cyprinus carpio</i>	Fish (Cyprinidae), omnivorous benthic feeder	Secondary consumer	LaCl ₃ (M)	La ³⁺	218	21d	Mortality	0,26	[REDACTED] S, [REDACTED] et al., 2016)

Table A10. Test methods used for the acute and chronic toxicity test conducted with LMC 5% (Phoslock®) and LMC 10% LimnoPLUS®). The TCLP/eluate approach is highlighted in grey Table continues next page.

Species	Reference	Method/Guideline followed
Tests with LMC 5% (Phoslock®). TLa based on 5 % La content		
<i>Brachionus calyciflorus</i>	[REDACTED] 2013)	Laboratory Internal Method
<i>Daphnia magna</i>	[REDACTED] 2004)	OECD 1984. <i>Daphnia</i> sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test. Part 1 - 24h EC50 Acute Immobilisation Test. Guideline Protocol 202. Organisation for Economic Co-operation and Development
<i>Daphnia magna</i>	[REDACTED] 2009)	Environment Canada, 2000b. Biological Test Method: Reference Method for Determining Acute Lethality of Effluents to <i>Daphnia magna</i> . EPS 1/RM/14.
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	[REDACTED] (Ecotox, 2008)	US-EPA, 2002a. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. Fifth Edition. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington DC. EPA-821-R-02-102
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	[REDACTED] (Crandall & [REDACTED], 2000)	US-EPA (1993). Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. Fourth Edition. EPA/600/4-90/027F, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati, OH, US Environmental Protection Agency.
<i>Daphnia magna</i>	[REDACTED]	Laboratory Internal Method
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	[REDACTED] (EPA, 2008)	US-EPA, 2002b. Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. Fourth Edition. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington DC. EPA-821-R-02-013

Table A10, continue

Species	Reference	Method/Guideline followed
Tests with LMC 5% (Phoslock®), TLa based on 5 % La content		
<i>Macrobrachium sp.</i>		Ecotox Service Australia SOP 107, amended test protocol for use with freshwater shrimp Deviations from Protocol: Nil. TCLP leachate
<i>Hyalella azteca</i>		Environment Canada. Biological Test Method: Test for Survival and Growth in Sediment Using the Freshwater Amphipod <i>Hyalella azteca</i> . EPS 1/RM/33. December 1997. [redacted] & D [redacted] [redacted] 1992. Ontario Ministry of the Environment Laboratory Sediment Biological Testing Protocol, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, ON. 23 p. Borgmann, U [redacted] and [redacted] 1989. Toxicity Test Procedures for <i>Hyalella azteca</i> , and Chronic Toxicity of Cadmium and Pentachlorophenol to <i>H. azteca</i> , <i>Gammarus fasciatus</i> , and <i>Daphnia magna</i> . Arch. Environ. Contam. Toxicol., 18: 756-764.
<i>Phreatogam. helmsii</i>		National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA) 1995. Amphipod chronic sediment toxicity test procedure. Standard Operating Procedure Number 18. NIWA, Hamilton [redacted] 1992. Ontario Ministry of the Environment Laboratory Sediment Biological Testing Protocol, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, ON. 23 p.
<i>Hexagenia sp.</i>		American Society for Testing and Materials. 2000. Test Method for Measuring the Toxicity of Sediment-Associated Contaminants with Freshwater Invertebrates. E 1706-00. Annual Book of ASTM Standards, Vol 11.05. pp 1109-1223.
<i>Chironomus dilutus</i>		Modified: Environment Canada. Biological Test Method: Test for Survival and Growth in Sediment Using the Larvae of Freshwater Midges (<i>Chironomus tentans</i> or <i>Chironomus riparius</i>). EPS 1/RM/32. December 1997 [redacted] Ontario Ministry of the Environment Laboratory Sediment Biological Testing Protocol, Ontario Ministry of the Environment, Water Resources [redacted] ISBN 0-7729-9924-4, Toronto, Ontario. 23 p.
<i>Chironomus zealandicus</i>		OECD 2001. Guideline for the testing of chemicals. Protocol for a new guideline 219. Sediment-water chironomid toxicity test using spiked water. Draft document, 21pp.
<i>Polypedilum parvidum</i>		OECD 2001. Guideline for the testing of chemicals. Protocol for a new guideline 219. Sediment-water chironomid toxicity test using spiked water. Draft document, 21pp.
<i>Oncorhyn. mykiss</i> , juv.		Environment Canada, 2000. Biological Test Method: Reference Method for Determining Acute Lethality of Effluents to Rainbow Trout. EPS 1/RM/13, Second Edition, 23pp
<i>Oncorhyn. mykiss</i> , fry		OECD 1992. Fish acute toxicity test. Guideline protocol 203. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 9pp
<i>Oncorhyn. mykiss</i>		Environment Canada, 2000. Biological Test Method: Reference Method for Determining Acute Lethality of Effluents to Rainbow Trout. EPS 1/RM/13.
<i>Melanotaen. splendida</i>		Ecotox Service Australia, ESA SOP 117, based on OECD Method 203 (1992). Deviations from Protocol: Nil. TCLP leachate
Tests with LMC 10% (LimnoPLUS®), TLa based on 10 % La content		
<i>Daphnia magna</i>	[redacted], 2020)	Method for acute toxicity test of [redacted] 6125-2012
<i>Brachydanio rerio</i>	[redacted], 2020)	Chemical Registration Center of the Ministry of Environmental Protection, Test. Methods for Chemicals 2: Biosystem Effects Volume 203 Acute Toxicity Test for Fish
<i>Selenastrum capricornutum</i>	[redacted] (S.M.E.), 2020)	Chemicals-Algae growth inhibition test GB/T 21805-2008

References

- (2019). Impacts of rare earth elements on animal health and production: Highlights of cerium and lanthanum. *Sci Total Environ*, 672, 1021-1032. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.270>
- (2008). NovaSil clay intervention in Ghanaians at high risk for aflatoxicosis. I. Study design and clinical outcomes. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*, 25(1), 76-87. <https://doi.org/10.1080/02652030701458105>
- T. (2005). Chronic toxicological evaluation of dietary NovaSil clay in Sprague-Dawley rats. *Food Addit Contam*, 22(3), 259-269. <https://doi.org/10.1080/02652030500110758>
- (2000). Environmental Risk Assessment of Environmental Contaminants. In C. Amiard-Triquet, J.-C. Amiard, & C. Mouneyrac (Eds.), *Aquatic Ecotoxicology* (pp. 25-49). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800949-9.00002-4>
- (2020). Cyanobacteria dynamics and phytoplankton species richness as a measure of waterbody recovery: Response to phosphorus removal treatment in a tropical eutrophic reservoir. *Ecological Indicators*, 117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106702>
- (2000). The acute and chronic toxicity of lanthanum to *Daphnia carinata*. *Chemosphere*, 41(10), 1669-1674. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00091-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00091-6)
- (2004). Does the phosphate binder lanthanum carbonate affect bone in rats with chronic renal failure? *J Am Soc Nephrol*, 15(8), 2219-2228. <https://doi.org/10.1097/01.ASN.0000133022.32912.95>
- (2005). Effects of efficient phosphate binding on bone in chronic renal failure rats [Article]. *Renal Failure*, 27(4), 475-484. <https://doi.org/10.1081/JDI-65423>
- (2020). Use of lanthanum for water treatment A matter of concern? *Chemosphere*, 239, 124780. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124780>
- (2004). Lanthanum carbonate: a new phosphate binder. *Current Opinion in Nephrology and Hypertension*, 13.
- (2009). Hepatocellular transport and gastrointestinal absorption of lanthanum in chronic renal failure. *Kidney Int*, 75(4), 389-398. <https://doi.org/10.1038/ki.2008.571>
- (2023). Approaches to mixture risk assessment of PFASs in the European population based on human hazard and biomonitoring data. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 247, 114071. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114071>
- Phosphorus Locking Technology in Laguna Niguel Lake, California. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2018-6>
- (2018). Influence of Phoslock(R) on legacy phosphorus, nutrient ratios, and algal assemblage composition in hypereutrophic water resources. *Environ Sci Pollut Res Int*, 25(5), 4544-4557. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0832-2>
- (Eds.). - Ecotoxicology of Metals—Sources, Transport, and Effects on the Ecosystem (Eds.), *Handbook on the Toxicology of Metals (Fourth Edition)* (pp. 425-459). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00021-4>

- ### Comparative testing of LimnoPLUS and Phoslock

- [REDACTED] N. (2022). Physiological and Biochemical Behaviours and Antioxidant Response of *Helianthus annuus* under Lanthanum and Cerium Stress. *Sustainability*, 14(7), 4153. <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/7/4153>
- Ecotox. (2006a). *Toxicity Assessment of Phoslock® to the Freshwater Shrimp Macrobrachium sp.* Ecotox Service Australia, Test Report November 2006.
- Ecotox. (2006b). *Toxicity Assessment of Two Phoslock® Formulations to the Eastern Rainbowfish.* Test Report March 2006.
- Ecotox. (2008). *Toxicity Assessment of Granulated Phoslock® to the Cladoceran Ceriodaphnia dubia.* Ecotox Service Australia, Test Report July 2008.
- EFSA. (2012). Panel on Additives and Products or Substances used in Animal Feed (FEEDAP); Scientific Opinion on Lantharenol® (lanthanum carbonate octahydrate) as a feed additive for dogs. *EFSA Journal*, 10(3), 2618. <https://doi.org/doi:10.2903/j.efsa.2012.2618>
- [REDACTED]
- [REDACTED] (2019). Panel on Additives Products or Substances used in Animal, Feed (FEEDAP); Assessment of the application for renewal of authorisation of Lantharenol((R)) (lanthanum carbonate octahydrate) for cats. *EFSA J*, 17(1), e05542. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5542>
- EFSA, S. C. (2010). Guidance on human health risk-benefit assessment of foods. *EFSA Journal*, 8(7), 1673. <https://doi.org/https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1673>
- [REDACTED] Chemical Lake Restoration Products: Sediment Stability and Phosphorus Dynamics. *Environmental Science & Technology*, 44(3), 985-991. <https://doi.org/10.1021/es903260y>
- [REDACTED] (2017). Nine years of phosphorus management with lanthanum modified bentonite (Phoslock) in a eutrophic, shallow swimming lake in Germany. *Lake and Reservoir Management*, 33(2), 119-129. <https://doi.org/10.1080/10402381.2016.1263693>
- EU-DIRECTIVE-2000/60/EC. (2000). European Waterframework Directive (EU-WFD) (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Official Journal L327, 22/12/2000 P 0001-0073.: European Parliament and the Council Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>
- EU-ECHA. (2011). *Guidance on information requirements and chemical safety assessment Part B: Hazard Assessment (No. Version 2.1)*. Retrieved from <https://echa.europa.eu/guidance-documents/guidance-on-information-requirements-and-chemical-safety-assessment>
- EU-IHCP. (2003). *Chemicals Bureau. Technical Guidance Document on Risk Assessment*. Retrieved from <https://op.europa.eu/s/z2cY>
- Fent, K. (2013). *Ökotoxikologie: Umweltchemie - Toxikologie - Ökologie*. Thieme. <https://books.google.it/books?id=gvKONCL91ggC>
- [REDACTED]
- McClavish, K. (2021). Recent Developments in Species Sensitivity Distribution Modeling. *Environ Toxicol Chem*, 40(2), 293-308. <https://doi.org/10.1002/etc.4925>
- [REDACTED] (2019). Proposing new approaches for the risk characterisation of single chemicals and chemical mixtures: The source related Hazard Quotient (HQS) and Hazard Index (HI) and the adversity specific Hazard Index (HIA). *Toxicology Reports*, 6, 632-636. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.06.010>
- [REDACTED] B. M. (2014). Assessing the responses of aquatic macrophytes to the application of a lanthanum modified bentonite clay, at Loch Flemington, Scotland, UK. *Hydrobiologia*, 737(1), 309-320. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1765-5>
- [REDACTED] S., & Do, D. D. (2009). A novel lanthanum-modified bentonite, Phoslock, for phosphate removal from wastewaters. *Applied Clay Science*, 46(4), 369-375. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2009.09.009>

- ### Comparative testing of LimnoPLUS and Phoslock

- [REDACTED] A. (2001). Distribution, speciation, and bioavailability of lanthanides in the Rhine-Meuse estuary, The Netherlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(9), 1916-1926. <https://doi.org/10.1002/etc.5620200909>
- [REDACTED] (2020). Lanthanum modified bentonite behaviour and efficiency in adsorbing phosphate in saline waters. *Chemosphere*, 249, 126131. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126131>
- [REDACTED] M. (2018). Assessment of possible solid-phase phosphate sorbents to mitigate eutrophication: Influence of pH and anoxia. *Sci Total Environ*, 619-620, 1431-1440. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.198>
- [REDACTED] B. A. (2007). Chapter 14 - Risk Assessment**Partly based on the Chapter "Risk Assessment" by the late Dr [REDACTED] in the 2nd edition of this Handbook. [REDACTED] Eds.), *Handbook on the Toxicology of Metals* (Third Edition) (pp. 281-301). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012369413-3/50069-0>
- [REDACTED] F., [REDACTED] (2019). Chapter Seven - Applied Risk Assessment, Hazard Assessment, and Risk Management. In [REDACTED] (Eds.), *Risk Assessment for Human Metal Exposures* (pp. 199-226). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804227-4.00007-8>
- OECD (2008), Test No. 407: Repeated Dose 28-day Oral Toxicity Study in Rodents, (2008). <https://doi-org.ezproxy.library.wur.nl/10.1787/9789264070684-en> .
- OECD. (2011). *Manual for the assessment of chemicals - Chapter 4, Initial assessment of data*. Retrieved from <https://web-archive.oecd.org/2014-02-05/59243-chapter4initialassessmentofdata.htm>
- OECD. (2019). *Guidance Document on Aquatic Toxicity Testing of Difficult Substances and Mixtures, OECD Series on Testing and Assessment, OECD Publishing, Paris*. Retrieved from <https://doi-org.ezproxy.library.wur.nl/10.1787/Oed2f88e-en> .
- [REDACTED] Dennis, K., & [REDACTED] J. P. (2006). Absolute Bioavailability and Disposition of Lanthanum in Human Subjects Administered Lanthanum Carbonate. *The Journal of Clinical Pharmacology*, 46(7), 738-746. <https://doi.org/https://doi.org/10.1177/0091270006289846>
- [REDACTED] S. (2019). [REDACTED] of humans and animals from aflatoxins and other contaminants. [REDACTED] 57(1), 99-110. <https://doi.org/10.1007/s42860-019-0008-x>
- [REDACTED], C. F. (1974). *Nutrient Inactivation as a Lake Restoration Procedure - Laboratory Investigations*. Report EPA-660/3-74-032 ed. Corvallis, Oregon. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=2000269J.txt>
- Psenner, R. [REDACTED] 1984. Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten: Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Arch. für Hydrobiol.* 70, 111–155.
- [REDACTED] (2013). Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water. *Water Res*, 47(8), 2787-2796. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.02.051>
- Reitzel [REDACTED] H. S. (2017). The influence of lake water alkalinity and humic substances on particle dispersion and lanthanum desorption from a lanthanum modified bentonite. *Water Res*, 125, 191-200. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.044>
- [REDACTED] & Adeney, J. (2003, 2003//). Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Australian waterways: preliminary findings. *The Interactions between Sediments and Water*, Dordrecht.
- [REDACTED] ne, S. J. (2010). The effects of continuous and pulsed exposures of suspended clay on the survival, growth, and reproduction of [REDACTED] *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(1), 168-175. <https://doi.org/10.1002/etc.4>
- [REDACTED] (2008). The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock, a [REDACTED] 4), 545-550. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2007.12.007>

U. (2009). Safety and tolerance of Lantharenol® in adult healthy Beagle dogs. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics*, 32.

S. 410.

(2016). A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock((R))). *Water Res*, 97, 111-121. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.020>

, Castro-Castellon, A. T., Gibbs (2013). Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock(R)) application: an analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. *Water Res*, 47(15), 5930-5942. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.016>

Sensitivity to Toxic Substances: Evolution, Ecology and Applications. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.588380>

Stander, L., & L. (2011). Environmental Implications of Nanotechnology—An Update. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8(2), 470-479. <https://www.mdpi.com/1660-4601/8/2/470>. <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC3084472/pdf/ijerph-08-00470.pdf>

T. (2000). *Canning River Phoslock Field Trial—Ecotoxicity Testing Final Report, Report No: ET317R*.

(2002). Administration of a novel phosphate binder, Fosrenol (TM), with food is associated with good and low systemic absorption.

Surya N. (2020-01-01), N. (eds.), "Chapter 2 - Atomic emission spectroscopy", *Laser-Induced Breakdown Spectroscopy* (2nd Edition), Amsterdam: Elsevier, pp. 23–40, doi:10.1016/b978-0-12-818829-3.00002-2, retrieved 2024-11-13

F., & (2016). Rare Earth Elements and Plants. In *Rare Earth Elements in Human and Environmental Health: At the Crossroads Between Toxicity and Safety* (1st ed.). Pagano G. <https://doi.org/https://doi.org/10.1201/9781315364735>

U.S.-EPA. (2011). Exposure Factors Handbook, Chapter 8: Body weight studies. (Washington, DC, EPA/600/R-09/052F, 2011). U.S.-EPA-Washington DC Retrieved from <https://assessments.epa.gov/risk/document/&deid=236252#downloads>

U.S.-EPA. (2018). *Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Lanthanum*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. (EPA/690/R-18/004, 2018). Retrieved from <https://iris.epa.gov/Document/&deid=342811>

U.S.-EPA. (2019). Exposure Factors Handbook, Chapter 3 update: Ingestion of Water and Other Select Liquids. (Washington, DC, EPA/600/R-18/259F, 2019). U.S.-EPA-Office of Research and Development Retrieved from <https://assessments.epa.gov/risk/document/&deid=343661>

U.S.-FDA. (2004). Drug Approval Package: Fosrenol (Lanthanum Carbonate) Tablets Company: Shire Pharmaceutical Development Inc. Application No.: 021468 Approval Date: 10/26/2004. Pharmacology Reviews. Last assessed Aug. 2023. Retrieved from https://www.accessdata.fda.gov/drugsatfda_docs/nda/2004/21-468_Fosrenol.cfm

U.S.-Patent-US5202130, Anhalt, G., & Diezel, W. (1993). Suppression of eczematous Dermatitis by calcium transport inhibition (USA Patent No. <https://patentcenter.uspto.gov/applications/07400657?application=>

U.S.-Patent-US5866168, De Lacharriere, O., & Breton, L. (1999). Dermatological/pharmaceutical compositions comprising lanthanide, manganese, tin, zinc, yttrium, cobalt, barium and/or strontium salts as substance P Antagonists (USA Patent No. <https://patents.google.com/patent/US5866168A/en>

U.S.-Patent-US6338837B1, & Lotan, A. (2002). Compositions and methods for inhibiting nematocyst discharge (USA Patent No. <https://patents.google.com/patent/US6338837B1/en>

(2009). Chemodynamics of Aquatic Metal Complexes: From Small Ligands to Colloids. *Environmental Science & Technology*, 43(19), 7175-7183. <https://doi.org/10.1021/es900894h>

- ### Comparative testing of LimnoPLUS and Phoslock

[REDACTED]. (2025). *Report Bergse Plassen - Desktop and lab-based comparative testing of LimnoPLUS and Phoslock prior to field scale testing*

[REDACTED] (2024). Inactivation of phosphorus in a highly eutrophic pond using Zeofixer® to eliminate the free-floating aquatic plant (*Spirodela polyrhiza*). *Ecological Engineering*, 199, 107171. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107171>

[REDACTED] (2020). Emerging lanthanum (III)-containing materials for phosphate removal from water: A review towards future developments. *Environ Int*, 145, 106115. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106115>



memo

Overzetten brasem naar Rijkswateren

Aanleiding

Het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard (HHSK) voert een ecologisch herstelproject uit voor de Bergse plassen. De visstand speelt hierbij een sleutelrol, evenals de aanpak van de waterbodem. Op het moment zit er bijna 70 kg/ha grote brasem in de Bergse Plassen. Ten behoeve van het integraal herstel project dient dit teruggebracht te worden tot 15 kg/ha. Hiervoor dient ongeveer 6000 kg aan brasem verwijderd te worden. Het gaat daarbij om iets meer dan 1.400 exemplaren (1.429) met een individueel gewicht van 4,2 kg. Na afloop van het ecologisch herstelproject zal de draagkracht van de Bergse plassen aanzienlijk lager zijn (voedselarm). Voor de verwijderde brasems dient daarom een alternatieve locatie gevonden te worden. Het hoogheemraadschap zoekt daarbij naar een zinvolle bestemming.

Het overzetten naar waterlichamen in het beheer van het hoogheemraadschap is waarschijnlijk beperkt mogelijk. Deze wateren zijn relatief klein, waardoor het overzetten van brasem al snel te veel is. Om deze reden heeft het hoogheemraadschap aan Rijkswaterstaat gevraagd of er mogelijkheden zijn de brasems over te zetten in één of enkele Rijkswateren. Daarbij zijn specifiek de waterlichamen Nieuwe Waterweg en de Hollandse IJssel genoemd. Omdat de Nieuwe Waterweg een relatief hoog zoutgehalte heeft wordt aangenomen dat hiermee eigenlijk de Nieuwe Maas wordt bedoeld. Dit waterlichaam staat in directe verbinding met de Hollandse IJssel.

Een verzoek tot het overzetten van vis vanuit een regionaal naar een rijkswater is niet uniek. Enkele jaren terug werden bijvoorbeeld karpers vanuit de Oostvaardersplassen overgezet in het Markermeer. Dit in verband met een verlaging van het waterpeil waardoor er te weinig water overbleef voor het bestand aan karper. Op basis van onderzoek werd destijds vastgesteld hoeveel karper overgezet kon worden zonder dat de doelstellingen voor de Kaderrichtlijn Water in gevaar kwamen. In totaal werd uiteindelijk zo'n 112 ton vis overgezet naar het Markermeer (2022).

De uitzet van zogenaamde 'bodemwoelende' vis heeft in de praktijk voornamelijk betrekking op karper. De kaders hiervoor zijn door Rijkswaterstaat, Unie van Waterschappen en Sportvisserij Nederland vastgesteld in de "Richtlijn uitzet karper". Rijkswaterstaat toetst daarbij of de uitzettingen niet conflicteren met de doelstellingen voor de Kaderrichtlijn Water (KRW). Om vast te stellen of het

Datum

3 november 2025

overzetten van brasem naar de genoemde waterlichamen mogelijk is wordt aangesloten bij de werkwijze zoals toegepast bij de uitzet van karper. In voorliggend document is dit uitgewerkt.

Rijkswaterstaat Water,
Verkeer en Leefomgeving

Datum

10 oktober 2025

Uitwerking

Vanuit de Kaderrichtlijn Water geldt dat het overzetten van de brasems (uitzet in Rijkswateren) niet mag leiden tot een achteruitgang van de waterkwaliteit en het de verbetering van de waterkwaliteit niet mag frustreren (Richtlijn uitzet karper, 2020). Dit wordt bepaald door de visstand voor en na uitzet (huidig + berekend eindbestand na uitzet) te toetsen aan de betreffende KRW-maatlat voor vis. Ook wordt getoetst op criteria die gehanteerd worden voor de maximale biomassa van bodemwoelende vis. Hierbij wordt uitgegaan van een veilig geachte biomassa-grens om vertroebeling van het water en het verdwijnen van submerse waterplanten te voorkomen. Hierbij is het wel belangrijk om in ogenschouw te nemen dat zoet getijdenwater normaliter matig eutroof tot eutroof is, waarbij de waterbeweging ervoor zorgt dat het doorzicht gering is (Rijkswaterstaat, 2018).

Toetsing visserijmaatlat Kaderrichtlijn Water

De Hollandse IJssel is voor de KRW getypeerd als een zoet getijdenwater (type R8). De visstand in dit type wateren wordt beoordeeld met (deel)maatlaten die toetsen op basis van de soortensamenstelling en het voorkomen (abundantie) van vissen. Bij de soortensamenstelling gaat het daarbij om de aanwezigheid van diadrome, rheofiel en limnofiele soorten. Bij de abundantie om het aandeel van rheofiele en limnofiele soorten in bestandschatting van de totale visstand (op basis van aantallen).

De brasem is een eurytope vissoort. Het uitzetten van deze vis in waterlichamen van het type R8 heeft alleen effect op de deelmaatlaten die toetsen op abundantie. Het uitzetten van brasem vergroot namelijk de visstand (bestandschatting) als geheel. Het resultaat hiervan is een reductie in de relatieve abundantie van rheofiele en limnofiele soorten. Deze reductie is logischerwijs groter als meer vissen worden uitgezet. De omvang van de bestandschatting van de Hollandse IJssel varieert de laatste drie meetjaren (2019, 2020 en 2023) tussen 317 en 506 n/ha. Het uitzetten van 1.429 brasems resulteert in een toename van de visdichtheid met 5,5 n/ha¹. Het gevolg hiervan is dat het relatieve aandeel van rheofiele en limnofiele soorten slechts beperkt afneemt. In de uiteindelijke toetsing van de visstand (driejaarlijks gemiddelde) leidt dit tot een afname in de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR) van 0,134 naar 0,133. In beide gevallen correspondeert dit met een "matige" toestand voor vis (klassegrens van 0,13 tot 0,19).

De Nieuwe Maas is voor de KRW getypeerd als een overgangswater (type O2b). De visstand in dit type wateren wordt beoordeeld op basis van (deel)maatlaten die toetsen op de abundantie van kenmerkende soorten als spiering, fint, schol, wijting, slakdolf, bot en pos. Het gaat daarbij om een toetsing op basis van de vangsten in aantal per hectare. Eventueel voorkomende andere vissoorten hebben daarbij geen direct effect op de resultaten van de toetsing. Het uitzetten van brasem in de Nieuwe Maas zal dan ook geen invloed hebben op de toetsresultaten van dit waterlichaam.

¹ Het waterlichaam Hollandse IJssel heeft een wateroppervlak van circa 260 hectare (o.b.v. Google Earth).

Bij bovenstaande dient opgemerkt te worden dat in de Nieuwe Maas zelf de visstand niet bemonsterd wordt voor de KRW. In plaats daarvan wordt gebruik gemaakt van de (toets)resultaten van het verder benedenstrooms gelegen waterlichaam Nieuwe Waterweg (projectie). Dit waterlichaam is eveneens een overgangswater, maar wel gelegen aan de "zoute" zijde van het estuarium. De Nieuwe Maas bevindt zich aan de "zoete" zijde van de overgang tussen rivier en zee. Bovenstrooms van de Nieuwe Maas bevindt zich het waterlichaam "Oude Maas". Dit waterlichaam omvat onder andere de Getijden Lek, Oude Maas, Spui, Noord en Dordtsche Kil. Het is goed mogelijk dat brasems die uitgezet worden in de Nieuwe Maas ook in deze wateren terecht komen. Zeker in perioden met weinig afvoer strekt de invloed van het zoute zeewater verder landinwaarts. Om deze reden wordt ook dit waterlichaam meegenomen in de toetsing.

De Oude Maas is een omvangrijk waterlichaam met een lengte van bijna 100 kilometer en een waterbreedte van veelal 200 tot 300 meter. Het uitzetten van zo'n 1.400 brasems zal op de schaal van dit waterlichaam resulteren in een toename van het brasembestand met ongeveer 0,5 vissen per hectare. De bestandschatting van de visstand in het waterlichaam Oude Maas heeft de laatste drie jaar een omvang van 398 tot 458 n/ha. De toevoeging van 0,5 brasems per hectare aan dit bestand leidt niet tot een verandering in de EKR. Deze was 0,106 en blijft 0,106 en valt hiermee in de klasse "ontoereikend" (0,06-0,13). Ook bij hogere dichtheden brasems (toename van 2 n/ha) blijft de EKR ongewijzigd.

Toetsing aan maximale biomassa bodemwoelende vis

Vissen als karper en brasem zijn zogenaamde "bodemwoelende" vissen die een deel van hun voedsel uit de bodem halen. Hierbij komen nutriënten en sediment in de waterkolom en kunnen ondergedoken waterplanten verdwijnen. Om die reden wordt voorzichtig omgegaan met het uitzetten van bodemwoelende vis. Hoe groot de dichtheid aan bodemwoelende vis mag zijn om ongewenste effecten te voorkomen is in de praktijk echter lastig vast te stellen, waarbij er grote verschillen tussen wateren kunnen zijn. Wel geldt dat hoe hoger de dichtheid aan bodemwoelende vis, des te groter het risico op ongewenste effecten (Rijkswaterstaat, 2015).

Zoals eerder aangegeven geldt voor zoet getijdenwater dat deze normaliter matig eutroof tot eutroof zijn en dat de waterbeweging ervoor zorgt dat het doorzicht gering is (Rijkswaterstaat et al., 2018). Een wat omvangrijker bestand van benthivore vis is in dergelijke wateren minder bezwaarlijk en kan bij de omstandigheden ter plaatse passen. Desondanks wordt aangesloten bij de werkwijzen van de Richtlijn Karperuizet (onbekend, 2020). Op deze wijze is er sprake van een uniforme aanpak, passend bij de wettelijke kaders en verplichtingen.

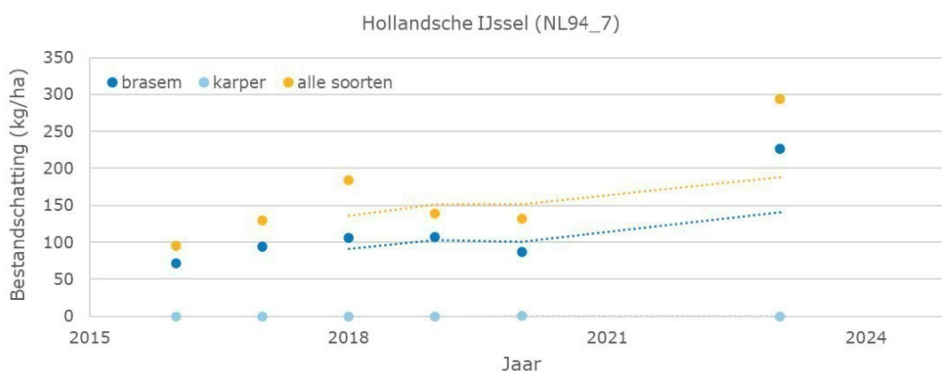
In de figuren op de volgende pagina zijn de bestandschattingen² (kg/ha) van de Hollandsche IJssel en Oude Maas weergegeven. Dit zijn de bestandschattingen die met Aquokit zijn gegenereerd op basis van de vangsten met boomkor en elektrovisapparaat. In de figuur is onderscheid gemaakt in de totale bestandschatting (alle vissoorten) en de omvang van de bestandschatting van de bodemwoelende vissoorten brasem en karper.

² Bestandschattingen worden weergegeven als concrete waarden, maar kennen in de praktijk een bepaalde nauwkeurigheid. Deze nauwkeurigheid wordt mede bepaald door de toegepaste methodiek, inspanning en vangstrendment en -selectiviteit van vangtuigen.

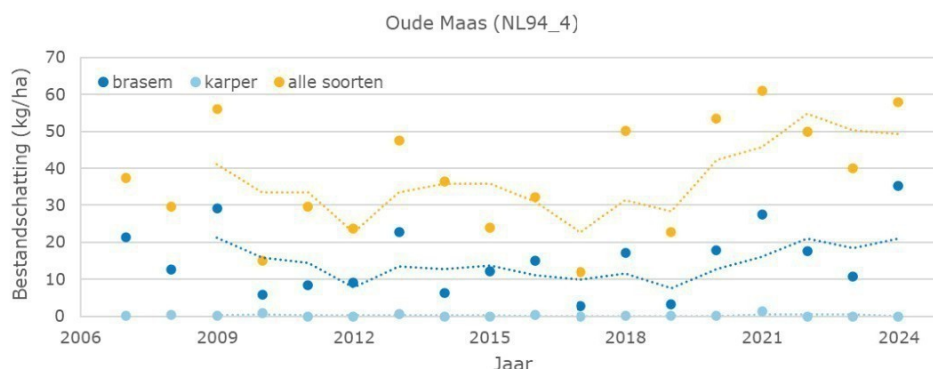
De bestandschattingen in de Hollandsche IJssel varieerden in de periode van 2006 tot 2020 in omvang tussen 100 en 200 kg/ha. In 2023 was dit toegenomen tot zo'n 300 kg/ha. Een groot deel van deze visbiomassa bestaat uit brasem. Gemiddeld is dit zo'n 70% (58-77%). De bestandschattingen van de Oude Maas zijn minder omvangrijk. Door de jaren heen varieerde de omvang van iets meer dan 10 tot maximaal zo'n 60 kg/ha. Ook in de Oude Maas bestaat een relatief groot deel van deze visbiomassa uit brasem, maar met een gemiddeld aandeel van zo'n 40% (14-61%) is dit wel minder dan in de Hollandsche IJssel. Zowel in de Hollandsche IJssel als in de Oude Maas is de omvang van de bestandschatting de laatste jaren iets toegenomen.

Voor de Hollandsche IJssel geldt dat het overzetten van 6.000 kg brasem resulteert in een toename van de brasemstand met 23,2 kg/ha. Rekenend met de gemiddelde bestandschatting van de laatste drie meetjaren resulteert dit in een bestandschatting van in totaal 212 kg/ha, waarvan 164 kg/ha bodemwoelende vis (vrijwel enkel brasem). Het aandeel bodemwoelende vis wordt daarmee 77%. De toename van het brasembestand bedraagt 17%.

Voor de Oude Maas geldt dat het overzetten van 6.000 kg brasem resulteert in een toename van de brasemstand met 2,0 kg/ha. Rekenend met de gemiddelde bestandschatting van de laatste drie meetjaren resulteert dit in een bestandschatting van in totaal 51,2 kg/ha, waarvan 23,1 kg/ha bodemwoelende vis (enkel brasem). Het aandeel bodemwoelende vis wordt daarmee 45%. De toename van het brasembestand bedraagt 9%.



Figuur 1. Bestandschattingen Hollandsche IJssel, incl. driejaarlijks gemiddelde (uitvoer KRW toetsingen - Aquokit).



Figuur 2. Bestandschattingen Oude Maas, incl. driejaarlijks gemiddelde (uitvoer KRW toetsingen - Aquokit).

In de richtlijn voor uitzet van karper (onbekend, 2020) wordt enkel ingegaan op de maximaal toelaatbare (eind)biomassa van karper. Voor karper geldt dat een biomassa lager dan 30 kg/ha een gering effect heeft op de waterkwaliteit en ecologie. Een biomassa van 30 tot 100 kg/ha kan samengaan met plantenrijk water, maar kan ook resulteren in een substantiële afname aan waterplanten. Een biomassa van meer dan 100 kg/ha heeft in veel gevallen grote negatieve effecten, veelal resulterend in plantenarm en troebel water.

Brasem wordt in de richtlijn voor uitzet van karper buiten beschouwing gelaten. Om die reden wordt in voorliggend document gebruik gemaakt van de KRW-maatlatten zoals deze toegepast worden in meren (M-typen). Deze maatlatten zijn gerelateerd aan het doorzicht van een water en de bijbehorende ontwikkeling van vegetatie en visgemeenschappen. Voor zoete meren geldt voor de deelmaatlat "brasem en karper" dat de grens tussen een matige en goede beoordeling ligt bij een maximaal aandeel van 40% in de totale visbiomassa. Voor laag productieve wateren (<100 kg/ha [REDACTED] et al., 2008)) zou dit resulteren in maximaal 40 kg/ha brasem en karper.

Op basis van de bestandschattingen geldt voor de Hollandsche IJssel dat de biomassa brasem met meer dan 160 kg/ha al ruimschoots boven deze grens zit. Wanneer bij karper dergelijke bestanden al kunnen resulteren in plantenarm en troebel water, dan zal dit voor brasem naar verwachting ook het geval zijn. Het effect van brasem op de hoeveelheid zwevend sediment in het water is namelijk groter (zo'n twee keer) dan bij karper [REDACTED] 992).

De omvang van het brasembestand in de bestandschattingen van de Oude Maas ligt de laatste drie meetjaren op zo'n 23 kg/ha. Dit ligt ruimschoots onder de maximale 40 kg/ha aan bodemwoelende vis die in laag productieve wateren (<100 kg/ha) mag voorkomen. Een dergelijk bestand heeft naar verwachting geen negatief effect op het doorzicht en de ontwikkelingsmogelijkheden voor waterplanten. Ter illustratie; bij actief biologisch beheer dient het bestand aan bodemvoedsel etende en bodemwoelende vis teruggebracht te worden tot 15-25 kg/ha [REDACTED] 2008). De huidige bestandschatting van brasem ligt binnen deze range.

Discussie/conclusie

- Op basis van voorgaande kan geconcludeerd worden dat de uitzet van zo'n 1.400 brasems (circa 6.000 kg) in de Nieuwe Maas / Oude Maas niet leidt tot een achteruitgang van de waterkwaliteit (KRW-toetsing) en het de verbetering van de waterkwaliteit in deze wateren niet zal frustreren. Op basis van deze punten is de uitzet van de brasems in deze waterlichamen niet bezwaarlijk.
- Voor de Hollandsche IJssel resulteert de uitzet van deze brasems eveneens niet tot een achteruitgang van de waterkwaliteit (KRW-toetsing). In dit waterlichaam is al sprake van een bestandschatting met een omvangrijk brasembestand. Het is daarbij goed mogelijk dat deze reeds een effect hebben op bodemwoeling en doorzicht, hoewel het doorzicht in dit type wateren normaliter al niet hoog is. Desondanks kan gesteld worden dat het verhogen van het brasembestand met meer dan 20 kg/ha waarschijnlijk niet in positieve zin zal bijdragen aan het

verbeteren van de waterkwaliteit. Om die reden is de uitzet van brasem in dit waterlichaam niet wenselijk.

**Rijkswaterstaat Water,
Verkeer en Leefomgeving**

Bij de interpretatie van voorgaande conclusies zijn wel enkele kanttekeningen en aanvullende opmerkingen. Navolgend worden deze besproken.

Datum
10 oktober 2025

Vanuit ecologisch oogpunt wordt een groot bestand van bodemwoelende vis niet altijd als wenselijk beschouwd. Dit vanwege de negatieve effecten die deze vissen kunnen hebben op het doorzicht ten de ontwikkeling van submerse vegetatie. Zoals genoemd is er in zoet getijdenwater normaliter sprake van matig eutroof tot eutroof water, waarbij de waterbeweging het doorzicht gering kan maken (Molen et al., 2018). De negatieve effecten van bodemwoelende vis kunnen hierdoor minder groot zijn, al is dit niet voor alle delen van de waterlichamen te zeggen. Daarnaast geldt dat er ook andere factoren van invloed zijn op bodemberoering en de opwerveling van sediment. Denk daarbij bijvoorbeeld aan de intensieve beroepsvaart in deze waterlichamen.

Het Benedenriviereengebied is een open systeem. Vissen kunnen vrij migreren tussen de verschillende waterlichamen. Het uitzetten van brasems in de Nieuwe Maas of Oude Maas hoeft niet te betekenen dat deze vissen daar ook blijven. In theorie kunnen deze vissen er ook voor kiezen de Hollandsche IJssel op te trekken. Voor de beoordeling van de uitzet van vis is dit echter niet relevant. Wel wordt geadviseerd om bij eventuele uitzet rekening te houden met een evenwichtige verspreiding over het waterlichaam en met zoutgehaltes (afhankelijk van afvoer).

Bij de toepassing van Richtlijn uitzet karper (onbekend, 2020) wordt er gerekend met een zogenaamde "eindbiomassa". Dit is de omvang van het bestand na verloop van tijd, waarbij rekening gehouden wordt met de individuele groei van vissen en eventuele onttrekking (bijvoorbeeld door predatie of sterfte). In het voorliggend geval betreft het de uitzet van brasems die hun maximale lengte en gewicht al bereikt lijken te hebben. Het initiële bestand kan daarom als het maximale bestand worden beschouwd.

Literatuur

[REDACTED] 2022. Grootschalige verhuizing van vis. Visionair nr. 61 juni 2022.

[REDACTED].
Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and Common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biology*, 32: 113-121. In [REDACTED] 2015.

[REDACTED] an, 2015. Evaluatie rapportage over karperuitzet in Nederland. Rapport C020/15. IMARES Wageningen UR.

[REDACTED] 2008. Van helder naar troebel... en weer terug. STOWA-rapportnummer 2008-04. ISBN 978.90.5773.386.4. STOWA Utrecht, maart 2008.

[REDACTED] T. van der, Pot, R., Evers, C.H.M., Herpen, F.C.J. van en Nieuwerburgh, [REDACTED]
[REDACTED], 2018. Referenties en matlatten voor natuurljke watertypen voor de
kaderrichtlijn water 2021-2027. STOWA rapport 2018-49. ISBN
978.90.5773.813.5. Derde druk (2019). Uitgave STOWA, Amersfoort.

**Rijkswaterstaat Water,
Verkeer en Leefomgeving**

Datum

10 oktober 2025

Onbekend, 2020. Richtlijnen uitzet karper. Vastgesteld en ondertekend door
Rijkswaterstaat, Unie van Waterschappen en Sportvisserij Nederland.

[REDACTED] Kosten en baten van actief visstandbeheer
achtergrondrapport Ex-ante evaluatie KRW. [REDACTED] In:
[REDACTED] 5. [REDACTED]

Integraal Plan Bergse Plassen II 1 publiceerbaar

Uw verzoek

Ingediend bij	waterschap Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard
Soort	Aanvraag vergunning
Activiteit(en)	Visactiviteit Voorwerp of vaste stof aanbrengen Andere werkzaamheden Oppervlaktewater onttrekken Vlot of een ander vaartuig onbeheerd laten drijven
Doel	Definitief
Status	Ingediend
Verzoeknummer(s)	20260528 01797 000 (ingediend op 28-05-2026)

Project

Naam van dit project

Integraal Plan Bergse Plassen II

Projectomschrijving

-

Locatie

Teken een gebied op de kaart



Algemeen

U kunt een bijlage toevoegen over het contact met anderen (participatie).

Geen documenten.

Voeg als bijlage toe: gegevens over de grens van de locatie.

Geen documenten.

Participatie: anderen betrekken bij uw plannen

Heeft u contact gehad met anderen voor wie uw plannen gevolgen hebben?

Ja

Hoe heeft u anderen betrokken bij uw plannen?

geen openbare informatie

Welke reacties heeft u gekregen?

geen openbare informatie

Verzoek

Geef uw verzoek een naam

Integraal Plan Bergse Plassen II 1

Toelichting op uw verzoek

geen openbare informatie

Uw referentienummer

geen openbare informatie

Hierbij verklaar ik alle vragen naar waarheid te hebben ingevuld.

Ja

Zijn er gegevens die u later opstuurt? Denk aan bouwtekeningen, foto's, plattegronden, etc. Geef hier aan welke gegevens dat zijn en waarom u die later opstuurt.

geen openbare informatie

Zijn er gegevens die u nu niet opstuurt? Geef aan welke gegevens dat zijn en waarom u die niet opstuurt. Bijvoorbeeld omdat u die eerder heeft opgestuurd.

geen openbare informatie

Uw gegevens

Gegevens van de initiatiefnemer

Naam van de organisatie

Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard

Vooraf ingevuld antwoord.

KVK-nummer

52213463

Vooraf ingevuld antwoord.

Vestigingsnummer

-

RSIN

813648762

Vooraf ingevuld antwoord.

Straatnaam

Maasboulevard

Vooraf ingevuld antwoord.

Huisnummer

123

Vooraf ingevuld antwoord.

Huisletter

-

Huisnummertoevoeging

-

Postcode

3063GK

Vooraf ingevuld antwoord.

Plaatsnaam

Rotterdam

Vooraf ingevuld antwoord.

Contactgegevens van de initiatiefnemer

Naam van contactpersoon of afdeling

geen openbare informatie

E-mailadres

geen openbare informatie

Telefoonnummer

geen openbare informatie

Vragen en antwoorden

Visactiviteit

Heeft u een vergunningcheck gedaan en de uitkomst (pdf) opgeslagen?

Nee

Gaat het om een nieuwe aanvraag of om een wijziging van een vergunning?

Nieuwe aanvraag

Op welke datum start de activiteit?

21-12-2026

Beschrijf de duur (periode) van de activiteit.

6 weken

Wilt u iets anders doen dan wat er in de regels van het waterschap staat?

Nee

Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

ja

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Wat zijn de gevolgen van de activiteit voor onderstaande punten?

De maatregel is bedoeld om de waterkwaliteit te verbeteren door bodemwoelende vissen te verhuizen. De maatregel heeft verder geen gevolgen voor de waterkwantiteit en waterveiligheid, en omdat de uitvoering plaatsvindt buiten het recreatieseizoen ondervinden maatschappelijke functies geen hinder.

Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

nee

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Voorwerp of vaste stof aanbrengen

Heeft u een vergunningcheck gedaan en de uitkomst (pdf) opgeslagen?

Nee

Gaat het om een nieuwe aanvraag of om een wijziging van een vergunning?

Nieuwe aanvraag

Op welke datum start de activiteit?

15-02-2027

Beschrijf de duur (periode) van de activiteit.

4 weken

Wilt u iets anders doen dan wat er in de regels van het waterschap staat?

Nee

Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

ja

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

deels

Vooraf ingevuld antwoord.



Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

nee

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Wat zijn de gevolgen van de activiteit voor onderstaande punten?

De maatregel is bedoeld om de waterkwaliteit te verbeteren door bodemwoelende vissen te verhuizen. De maatregel heeft verder geen gevolgen voor de waterkwantiteit en waterveiligheid, en omdat de uitvoering plaatsvindt buiten het recreatieseizoen ondervinden maatschappelijke functies geen hinder.

Andere werkzaamheden

Heeft u een vergunningcheck gedaan en de uitkomst (pdf) opgeslagen?

Nee

Gaat het om een nieuwe aanvraag of om een wijziging van een vergunning?

Nieuwe aanvraag

Op welke datum start de activiteit?

21-12-2026

Beschrijf de duur (periode) van de activiteit.

6 weken (fosfaatbindende klei) + 4 weken (vissen verhuizen)

Wilt u iets anders doen dan wat er in de regels van het waterschap staat?

Nee

Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

ja

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

nee

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Wat zijn de gevolgen van de activiteit voor onderstaande punten?

De werkzaamheden hebben geen gevolgen voor de waterkwantiteit, de waterveiligheid en omdat ze buiten het recreatiesizoen worden uitgevoerd ook niet voor de recreatie. Verder worden de werkzaamheden uitgevoerd met het doel de waterkwaliteit te verbeteren.

Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

deels

Vooraf ingevuld antwoord.



Oppervlaktewater onttrekken

Heeft u een vergunningcheck gedaan en de uitkomst (pdf) opgeslagen?

Nee

Gaat het om een nieuwe aanvraag of om een wijziging van een vergunning?

Nieuwe aanvraag

Op welke datum start de activiteit?

15-02-2027

Beschrijf de duur (periode) van de activiteit.

4 weken

Wilt u iets anders doen dan wat er in de regels van het waterschap staat?

Nee

Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

ja

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

nee

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

nee

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Voor welk doel wordt het water onttrokken?

Het water uit de Bergse Plassen wordt gebruikt als transportmiddel door het te vermengen met de

fosfaatbindende klei, waarna het weer in de plassen wordt geloosd.

Geef de maximale hoeveelheid onttrokken oppervlaktewater per uur.

100

Geef de maximale hoeveelheid onttrokken oppervlaktewater per etmaal.

2400

Geef de maximale hoeveelheid onttrokken oppervlaktewater per maand.

2400

Geef de maximale hoeveelheid onttrokken oppervlaktewater per jaar.

2400

Op welk tijdstip gaat u starten met de activiteiten?

Nader te bepalen

Welke maatregelen of voorzieningen worden getroffen om negatieve gevolgen van de onttrekking van oppervlaktewater te voorkomen of beperken?

Het water wordt na vermenging met de fosfaatbindende klei weer direct teruggeleid naar de Bergse Plassen. Dus netto gezien is er geen sprake van wateronttrekking.

Vlot of een ander vaartuig onbeheerd laten drijven

Heeft u een vergunningcheck gedaan en de uitkomst (pdf) opgeslagen?

Nee

Gaat het om een nieuwe aanvraag of om een wijziging van een vergunning?

Nieuwe aanvraag

Op welke datum start de activiteit?

15-02-2027

Beschrijf de duur (periode) van de activiteit.

4 weken

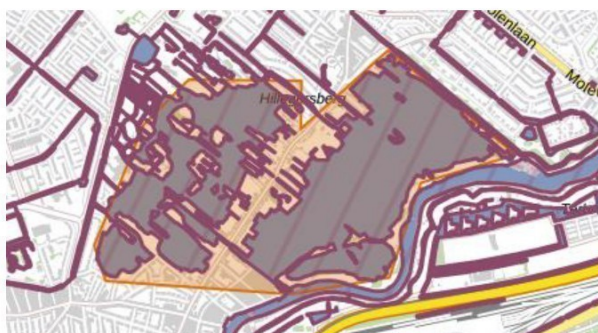
Wilt u iets anders doen dan wat er in de regels van het waterschap staat?

Nee

Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

ja

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Wat zijn de gevolgen van de activiteit voor onderstaande punten?

De werkzaamheden hebben geen gevolgen voor de waterkwantiteit, de waterveiligheid en omdat ze buiten het recreatieseizoen worden uitgevoerd ook niet voor de recreatie. Verder worden de werkzaamheden uitgevoerd met het doel de waterkwaliteit te verbeteren.

Bekijk de kaart hieronder. Gaat u de activiteit doen in het paarse (gearceerde) vlak?

nee

Het vooraf ingevulde antwoord is gewijzigd. Dit was 'deels'.



Bijlagen

Visactiviteit

Werkplan waterstaatswerken

Geen documenten.

Tekening bestaande en toekomstige situatie

Geen documenten.

Visplan

Document	Vertrouwelijk
2026 0518 Toelichting en PvA vergunningaanvraag Bergse Plassen-combined.pdf	Nee

Voorwerp of vaste stof aanbrengen

Werkplan waterstaatswerken

Geen documenten.

Tekening bestaande en toekomstige situatie

Geen documenten.

Andere werkzaamheden

Werkplan waterstaatswerken

Geen documenten.

Tekening bestaande en toekomstige situatie

Geen documenten.

Stabiliteitsberekening kade of waterkering

Geen documenten.

Oppervlaktewater onttrekken

Gegevens coördinaten per onttrekkingspunt

Geen documenten.

Gegevens pompcapaciteit onttrekking of infiltratie (m3/u)

Geen documenten.

Gegevens mogelijk negatieve gevolgen onttrekking oppervlaktewater

Geen documenten.

Vlot of een ander vaartuig onbeheerd laten drijven

Werkplan waterstaatswerken

Geen documenten.

Tekening bestaande en toekomstige situatie

Geen documenten.