



Uitwerking ecosysteemaanpak beheersen rivierkreeften Molenpolder

2022

Van Kleef H., S. Kanters, J. Kampen, P. Lemmers, B. Koese, S. Schep, W. Rip



COLOFON

Titel: Uitwerking ecosysteemaanpak beheersen rivierkreeften Molenpolder
Auteurs: Van Kleef H., S. Kanters, J. Kampen, P. Lemmers, B. Koese, S. Schep, W. Rip
Opdrachtgever: Waterschap Amstel, Gooi en Vecht.
Foto voorkant: Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (P. Lemmers)

Dit project is gefinancierd vanuit de subsidieregeling Programma Natuur van provincie Utrecht.

Stichting Bargerveen | Nijmegen | november 2022

www.stichtingbargerveen.nl | www.linkedin.com/company/stichting-bargerveen



Inhoudsopgave

1	Inleiding.....	3
1.1	Probleem.....	3
1.2	Doel van dit project.....	4
2	Ontwikkelingen Molenpolder.....	5
2.1	Kenschets.....	5
2.2	Abiotiek.....	5
2.2.1	Nutriëntconcentraties van het oppervlaktewater.....	7
2.2.2	Basenrijkdom van het oppervlaktewater.....	8
2.2.3	Chlorideconcentraties.....	10
2.2.4	Sulfaatconcentraties.....	11
2.2.5	Doorzicht.....	11
2.2.6	Water- en stofbalansen.....	12
2.2.7	Bagger en nutriëntrijkdom van de bodem.....	14
2.3	Biotische situatie van de Molenpolder.....	15
2.3.1	Waterplanten.....	15
2.3.2	Vissen.....	16
2.3.3	Kreeften.....	18
2.3.4	Macrofauna.....	19
3	Verkenning ecosysteemaanpak uitheemse rivierkreeften.....	23
3.1	Opzet van een ecosysteemaanpak.....	23
3.2	Spoor wegvangen van kreeften.....	23
3.3	Spoor predatie.....	24
3.3.1	Wat is er aan predatie nodig?.....	24
3.3.2	Wat zijn relevante predatoren.....	34
3.3.3	Wat kunnen we in de Molenpolder van predatoren verwachten.....	43
3.3.4	Haalbaarheid van kreeftencontrole door predatoren.....	45
3.4	Spoor waterplanten.....	46
3.4.1	Benodigde vegetatietypen vanuit een predatorenperspectief.....	46
3.4.2	Gevoeligheid van plantensoorten voor kreeftenvraat.....	50
3.4.3	Waterplantenherstel door kreeftenreductie.....	52
3.4.4	Actief herstellen (enten, aanpassen oevers).....	52

3.5	Spoor abiotiek.....	53
4	Maatregelen.....	55
4.1	Maatregelen.....	55
4.1.1	Verlagen van kreeftenaantallen zodat ecosysteemherstel mogelijk is	56
4.1.2	Verbeteren waterkwaliteit.....	57
4.1.3	Stimuleren van predatie op rivierkreeft door vis en vogels.....	59
4.1.4	Herstel van water- en oevervegetatie.....	61
4.2	Monitoring.....	63
4.2.1	Fysisch chemische monitoring	63
4.2.2	Rivierkreeftenpopulaties	63
4.2.3	Visstand.....	63
4.2.4	Predatorendieet - snoek, meerval en paling.....	63
4.2.5	Emerse en submerse vegetatie.....	63
4.2.6	Watermacrofauna	64
4.2.7	Futen	64
4.3	Planning.....	65
5	Referenties.....	66
6	Bijlage Voorwaarden ontheffing.....	71

1 Inleiding

1.1 Probleem

Het aantal soorten uitheemse rivierkreeften neemt gestaag toe in Nederland, inmiddels staat de teller op zeven soorten (Soes and Koese 2010). Sommige van deze soorten, waaronder de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft en de rode Amerikaanse rivierkreeft (Figuur 1), breiden zich beangstigend snel uit en vormen een bedreiging voor biodiversiteit. De kreeften knippen en eten waterplanten, vertroebelen het water met hun graafgedrag en eten ongewervelden en amfibielarven. Bij hoge dichtheden kunnen kreeften een grote negatieve impact op het biologisch functioneren van oppervlaktewateren hebben. Bovendien veroorzaken sommige gravende soorten mechanische schade aan oevers.



Figuur 1. Rode Amerikaanse (links) en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (rechts) (Foto's P. Lemmers).

In Nederland ontstaan steeds meer initiatieven om in het buitengebied, zoals plassen en andere waterlichamen, uitheemse rivierkreeften te reduceren. Het is echter de vraag of enkel kreeften vangen voldoende is om populaties van de invasieve rivierkreeften te beheersen tot aantallen die laag genoeg blijven zodat natuurherstel kan plaatsvinden. Ook de haalbaarheid van andere maatregelen, zoals biociden, lokken met feromonen en biologische bestrijding, worden als weinig kansrijk beschouwd (De Hoop et al. 2016, Spikmans et al. 2022). In het themanummer van De Levende Natuur (2021) over uitheemse rivierkreeften concluderen Lemmers et al. (2021a) dat versterking van de robuustheid en veerkracht van aquatische ecosystemen op termijn een veelbelovende, kosteneffectieve strategie is om de populatiedichtheid van rivierkreeften op een lage dichtheid te beheersen. Deze visie berust op wetenschappelijke risicobeoordelingen van negen kreeftensoorten en een analyse van de haalbaarheid van zes opgestelde beheerstrategieën (Lemmers et al. 2021b).

1.2 Doel van dit project

Tot op heden ontbreekt een precieze uitwerking van een dergelijke ecosysteemaanpak. Dit project neemt eerst een theoretische stap door te beschrijven wat die veerkracht en robuustheid inhoudt. Dit is uitgewerkt in hoofdstuk 3. Hoe deze ecosysteemeigenschappen in de praktijk zijn toe te passen is uitgewerkt voor het laagveengebied de Molenpolder, welke sinds enige jaren wordt geplaagd door de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft en de rode Amerikaanse rivierkreeft. Om de uitwerking voor de Molenpolder goed te kunnen plaatsen wordt in hoofdstuk 2 eerst een beschrijving gegeven het gebied. De concrete maatregelen die nodig zijn in de Molenpolder zijn tenslotte uitgewerkt in hoofdstuk 4.

2 Ontwikkelingen Molenpolder

In dit hoofdstuk worden voor de afgelopen 10 jaar de ontwikkelingen in abiotiek en biotiek in de Molenpolder beschreven. Kennis van de huidige situatie en geschiedenis is nodig om de te kunnen beoordelen welke maatregelen nodig zijn om de weerbaarheid van het ecosysteem tegen invasies van exotische kreeften te vergroten.

2.1 Kenschets

De Molenpolder is onderdeel van het Natura 2000-gebied Oostelijke Vechtplassen. De Molenpolder is een laagveengebied, dat zich sinds de dertiende eeuw door turfwinning heeft ontwikkeld tot een afwisselend gebied met rietlanden, schraallanden, broekbos en trilveen. Het gebied is aangewezen voor een groot aantal habitattypen, waarvan voor deze studie Kranswierwateren (H3140), krabbenscheer en fonteinkruiden (H3150) en trilveen (H7140) relevant zijn. De Molenpolder ligt ten noorden van Utrecht in de gemeente Stichtse Vecht aan de Westbroekse Binnenweg. De Molenpolder heeft een oppervlakte van ca. 142 ha, waarvan 50,2 ha uit water bestaat, 37,4 ha in Molenpolder west en 12,8 ha in oost (Figuur 3). Het westelijk deel is grotendeels in eigendom van Staatsbosbeheer en er zijn kleine particuliere eigendommen. In het oosten is de eigendomssituatie complex met een groot aantal particuliere eigenaren en stichting Gravingen.



Figuur 2. Tegenwoordig zijn de wateren in de Molenpolder vrijwel onbegroeid. De oevers zijn steil en voor een groot deel begroeid met riet en bos (Foto's P. Lemmers).

2.2 Abiotiek

Het water in de Molenpolder wordt kunstmatig stabiel gehouden, zomerpeil is $-1,00$ m NAP en winterpeil is $-1,05$ m NAP. Het nieuwe peilbesluit maakt een flexibel peilbeheer tussen $-0,90$ en $-1,15$ m NAP mogelijk maar is nog niet ingesteld. Als er neerslagoverschot is dan wordt het water onder vrij verval over een stuw afgelaten en als er watertekort is dan vindt er inlaat van water plaats middels een pomp. Doordat de Molenpolder een wegzijggebied is, zal er regelmatig enige mate van waterinlaat nodig zijn.

Vóór 2011 was de Molenpolder hydrologisch grotendeels geïsoleerd van de andere gebieden in het Noorderpark en ontving de Molenpolder alleen water uit de Nedereindse Vaart ten behoeve van de peilhandhaving van het gebied en (passief) een kleine hoeveelheid water uit de Westbroekse Zodden.

Om diverse successiestadia van de mesotrofe verlanding te voorzien van de noodzakelijke zuurbufferende stoffen is in 2012 gestart met aanvoer van water vanuit de Westbroekse Zodden.

Dit gebied, gelegen ten noordwesten van de Molenpolder, ontvangt kwelwater van goede kwaliteit, afkomstig van de Utrechtse Heuvelrug. Door het wateroverschot uit de Westbroekse Zodden af te voeren naar de Molenpolder, zou (1) de basenrijkdom van het water in de Molenpolder toenemen, waarvan de vegetatie in het gebied zou kunnen profiteren. Echter, door een grote hoeveelheid landbouw in de Westbroekse Zodden, was het kwelwater uit de Westbroekse Zodden rijk aan (o.a.) nutriënten en sulfaat, wat een risico voor de nutriëntbelasting van de Molenpolder met zich meebracht. In 2012 werd besloten, dat de aanvoer van basenrijk kwelwater dermate belangrijk was, dat men het risico van de hogere nutriëntenbelasting durfde te nemen (Figuur 12).

Het risico van de hogere nutriëntenbelasting bleek reëel. De nutriëntbelasting nam toe sinds 2012, mede omdat de landbouwpercelen nog niet waren geïsoleerd, en als gevolg van de verhoogde nutriëntbelasting nam de ecologische kwaliteit van de Molenpolder sterk af. Het systeem sloeg om van helder en plantenrijk naar troebel water met algen. Tevens traden onwenselijke verschuivingen op in visstand en de macrofauna (Droog and Cusell 2018). Sinds 2017 is de Molenpolder dan ook weer losgekoppeld van de Westbroekse Zodden. De hoop was dat de natuur zich hierdoor weer zou herstellen (Jaarsma et al. 2008). Dit spontane herstel bleef echter uit. Tijdens de periode met hoge fosforbelasting zijn rode Amerikaanse rivierkreeften sterk in aantal toegenomen. We vermoeden dat de rivierkreeften (mede) de oorzaak zijn van het uitblijven van het natuurherstel (Rip et al. 2021).

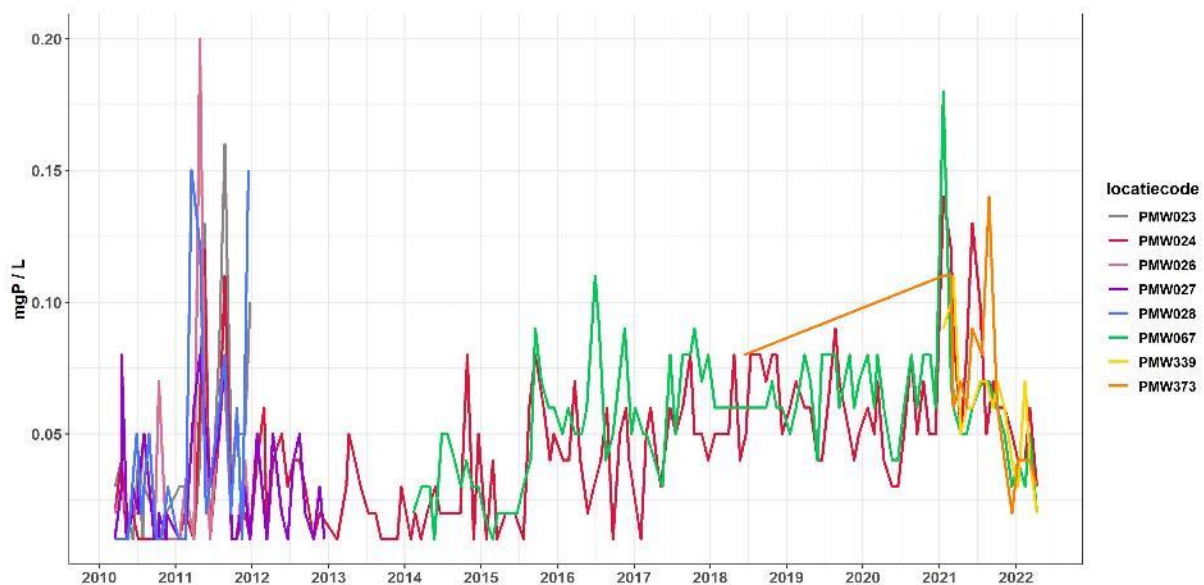


Figuur 3. Ligging van het natuurgebied Molenpolder. De ligging van fysisch-chemische KRW-meetpunten is aangegeven met een ster.

2.2.1 Nutriëntconcentraties van het oppervlaktewater

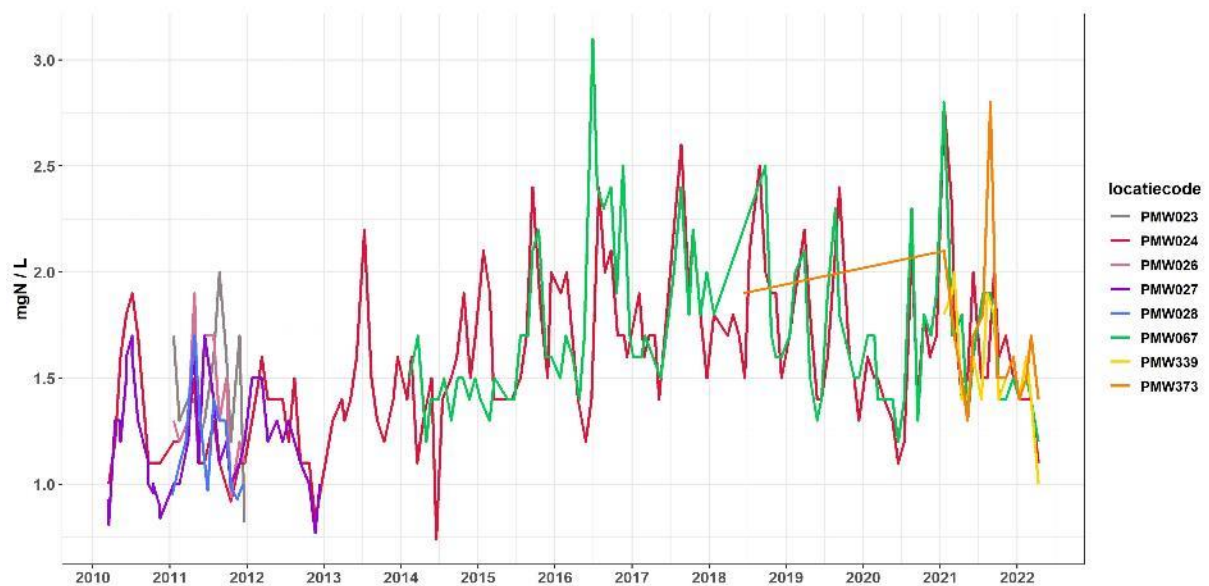
Figuur 4 en Figuur 5 tonen de concentraties van respectievelijk P-totaal en N-totaal op verschillende locaties in de Molenpolder. Wat de interpretatie van de gegevens lastig maakt, is dat er slechts een paar meetpunten zijn die in de gehele periode 2010 - 2022 zijn gemonitord. De meeste locaties zijn ofwel tot 2012 - 2013 gemeten (o.a. PMW027 en PMW028), ofwel pas recent aan het meetnet toegevoegd (PMW339 en PMW373).

Desondanks is opvallend is dat er in de periode voor 2012 en vanaf 2021 grote pieken zijn in de P-concentratie in de Molenpolder. Tussen circa 2014 en 2017 nam de P-concentratie in de Molenpolder toe, waarna de P-concentratie min of meer gelijk is gebleven. Sinds de afkoppeling van de Westbroekse Zodden is geen duidelijke afname in P-concentratie te zien. In 2021 was een toename zichtbaar, mogelijk veroorzaakt door intensieve werkzaamheden in het NW-deel waarbij zowel land- als waterbodembodem omgewoeld is. De afgelopen paar maanden is een sterke afname in P-concentratie te zien geweest, mogelijk geïnitieerd door de verwijdering van een groot deel van het witvisbestand en de reductie van het kreeftenbestand. Deze afname heeft doorgezet en ook het gehalte zwevend stof is afgenomen. Monitoring in de aankomende jaren zal moeten uitwijzen of dit een trend is die doorzet.



Figuur 4. P-totaal-concentraties van het oppervlaktewater in de Molenpolder. De betreffende locatiecodes zijn weergegeven in Figuur 3.

De N-concentraties fluctueren over het algemeen meer dan de P-concentraties, maar de piekmomenten komen grofweg met elkaar overeen: op momenten met een hoge P-concentratie, piekt ook de N-concentratie. Tussen 2013 en 2017 was er een duidelijke toename in N-concentratie. Sinds 2017 is de N-concentratie weer ongeveer stabiel. Sinds 2021 vertoont N een vergelijkbaar verloop als P, met een piek in 2021 gevolgd door een stabilisatie op een laag peil.

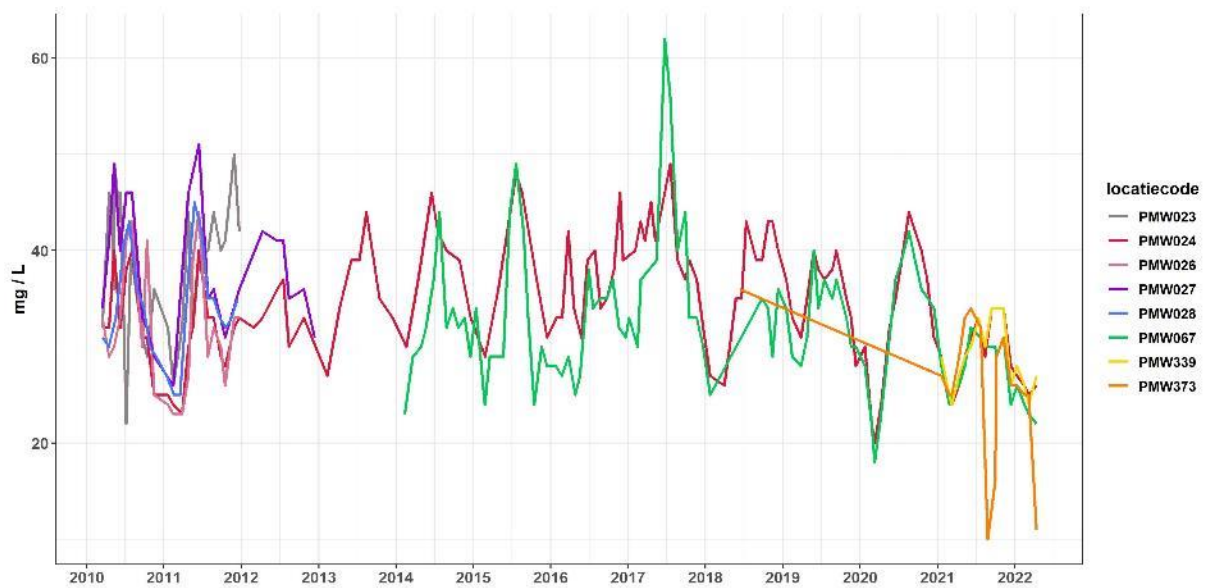


Figuur 5. N-totaal-concentraties van het oppervlaktewater in de Molenpolder. De betreffende locatiecodes zijn weergegeven in Figuur 3.

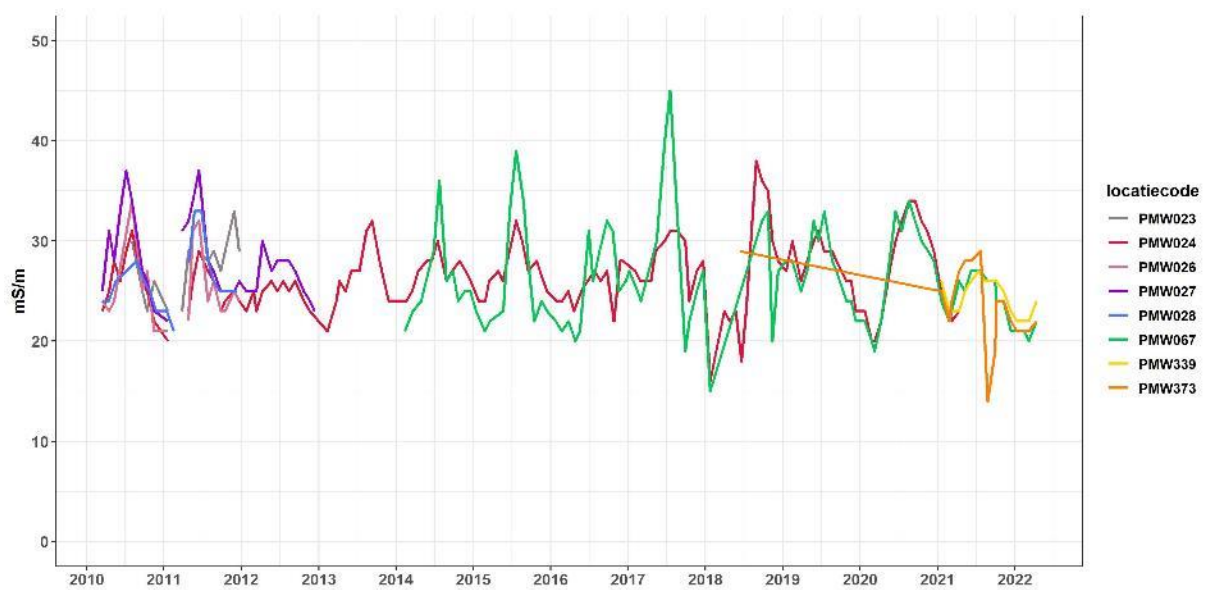
2.2.2 Basenrijkdom van het oppervlaktewater

De calciumconcentratie in de Molenpolder nam tussen 2012 en 2017 licht toe, al is er aanzienlijke seizoensfluctuatie in calciumconcentratie (Figuur 6). Tussen 2012 en 2017 was de gemiddelde calciumconcentratie 36,1 mg/l. Sinds het afkoppelen van de waterinlaat uit de Westbroekse Zodden in 2017 is de calciumconcentratie afgenomen. De gemiddelde calciumconcentratie vanaf 2017 is 32,1 mg/l. Dit is in lijn der verwachting: de Westbroekse Zodden zijn immers ooit aangetakt vanwege de hoge basenconcentraties. Dat de afkoppeling ervan leidde tot een afname in calcium is dan ook begrijpelijk. Tussen 2017 en 2020 was de calciumconcentratie ongeveer stabiel, seizoensfluctuatie uitgezonderd. Vervolgens zijn in 2020 en in 2021 een aantal zeer lage calciumconcentraties gemeten. In 2020 was dit in het voorjaar, in 2021 juist in het najaar. Daarnaast lijkt de calciumconcentratie afgelopen jaar te zijn afgenomen. Zeer waarschijnlijk is er in 2021 minder water ingelaten dan in 2019 en 2020 doordat 2021 natter was en heeft dit effect gehad op de calciumconcentraties in de Molenpolder. Ook leidden natte periode 2021 tot lage waarden voor calcium, EGV en chloride.

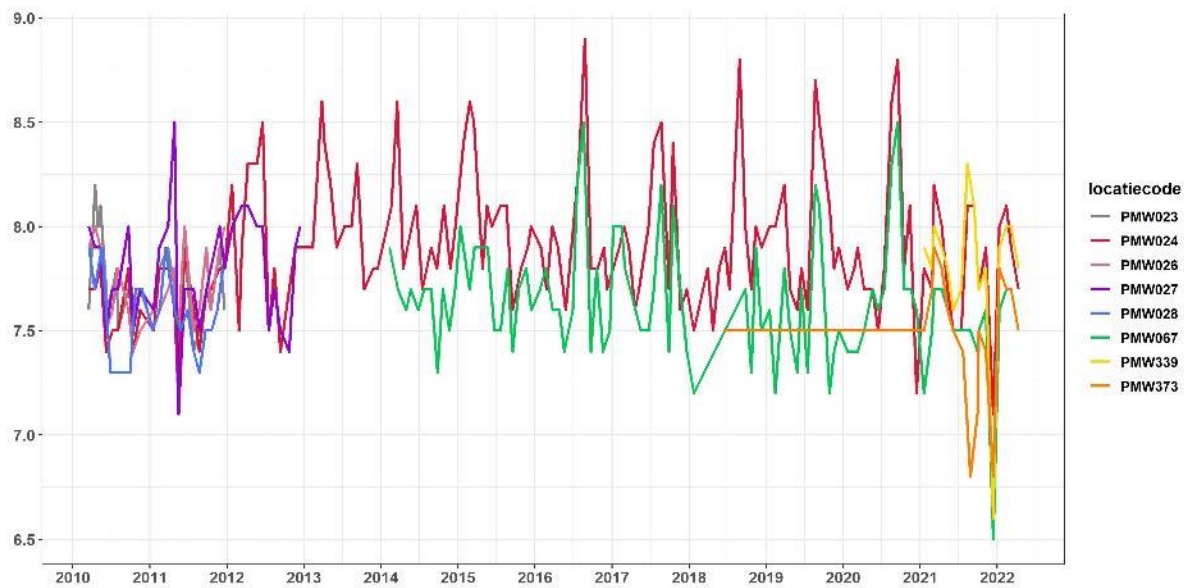
Het EGV en de pH van de Molenpolder waren de afgelopen 12 jaar gemiddeld respectievelijk 30,0 mS/m en 7,6. Het EGV en de pH zijn sinds 2021 weinig veranderd (Figuur 7 en Figuur 8). Het lijkt er niet op dat het loskoppelen van de verbinding met de Westbroekse Zodden leidt tot verzuring van de Molenpolder.



Figuur 6. Calciumconcentraties van het oppervlaktewater in de Molenpolder. De betreffende locatiecodes zijn weergegeven in Figuur 3.



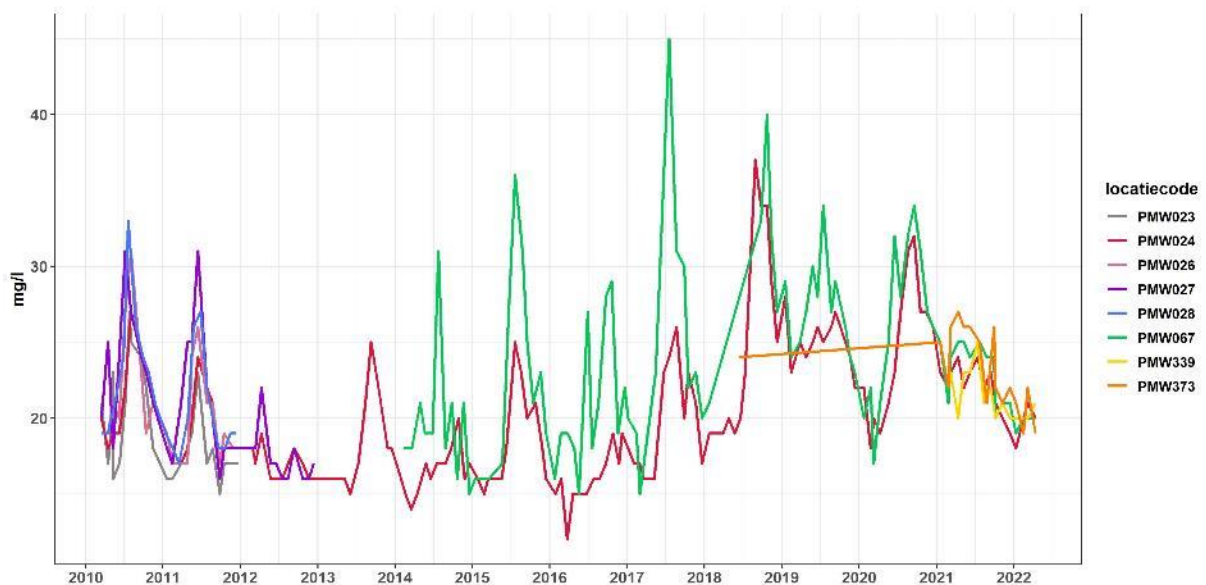
Figuur 7. EGV (mS/m) van het oppervlaktewater in de Molenpolder. De betreffende locatiecodes zijn weergegeven in Figuur 3.



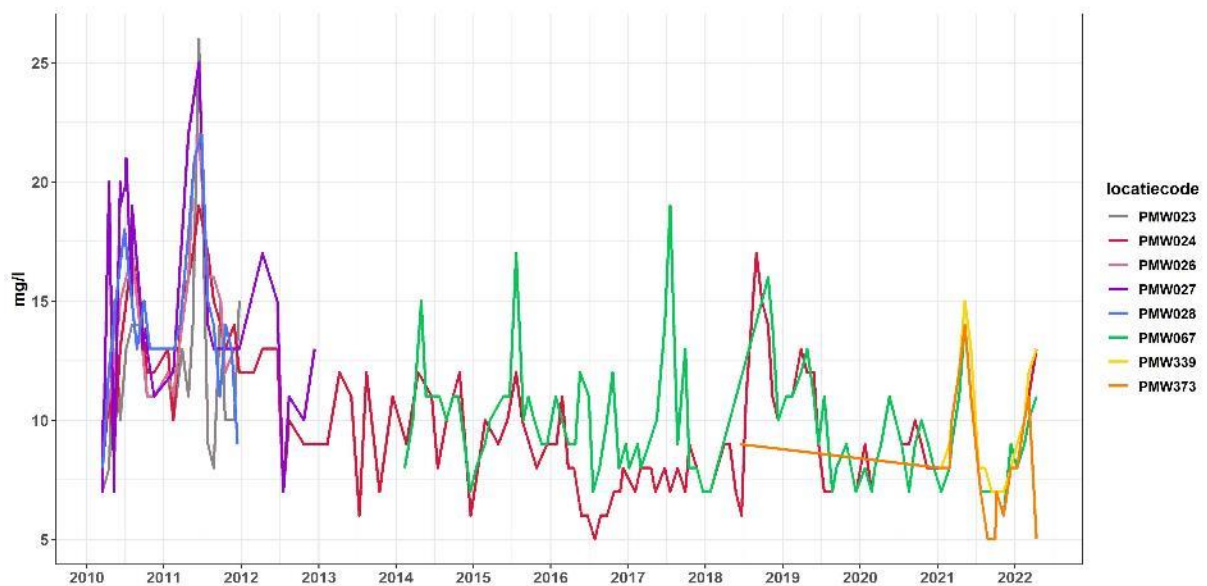
Figuur 8. pH van het oppervlaktewater in de Molenpolder. De betreffende locatiecodes zijn weergegeven in Figuur 3.

2.2.3 Chlorideconcentraties

De chlorideconcentraties zijn tussen 2010 en 2014 licht afgenomen, om vervolgens tussen 2015 en 2020 weer toe te nemen. Deze toename valt samen met de stijgingen in P en N, wanneer de invloed van het door landbouw-beïnvloede water uit de Westbroekse Zodden meetbaar wordt. De gemiddelde chlorideconcentratie was tussen 2010 en 2015 19,6 mg/l. Tussen 2015 en 2020 was de gemiddelde chlorideconcentratie 23,1 mg/l.



Figuur 9. Chlorideconcentraties van het oppervlaktewater in de Molenpolder. De betreffende locatiecodes zijn weergegeven in Figuur 3.



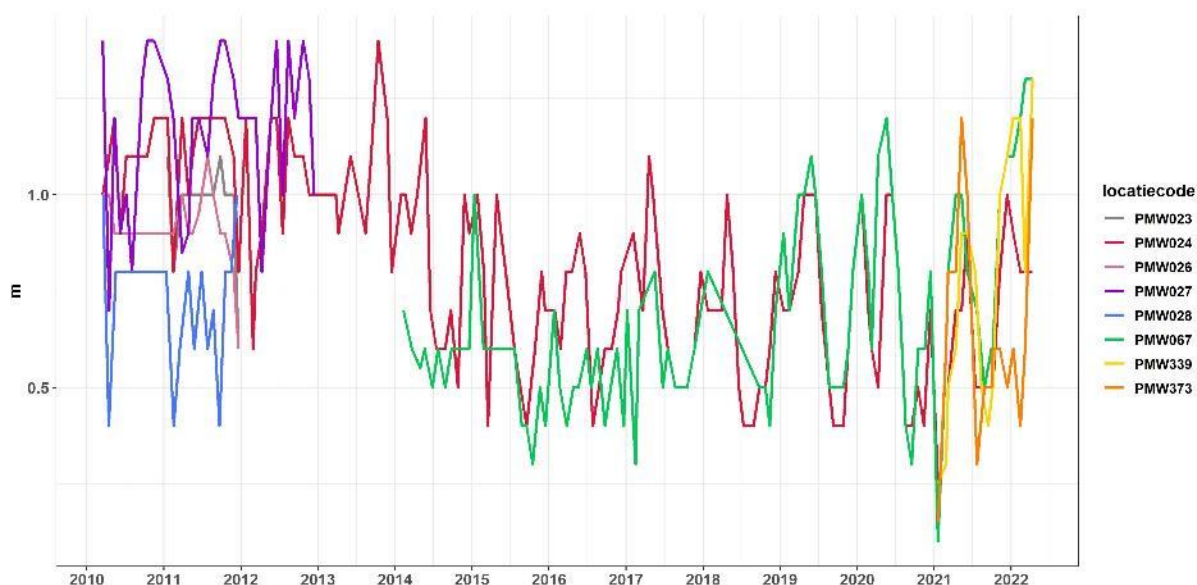
Figuur 10. Sulfaatconcentraties van het oppervlaktewater in de Molenpolder. De betreffende locatiecodes zijn weergegeven in Figuur 3.

2.2.4 Sulfaatconcentraties

De sulfaatconcentratie in de Molenpolder namen tussen 2010 en 2016 geleidelijk aan af, om vervolgens ongeveer stabiel te blijven op een vrij lage, gemiddelde concentratie van 9,4 mg/l. De pieken in sulfaatconcentratie lijken op te treden in de zomermaanden. Het is niet geheel duidelijk waar deze pieken vandaag komen. Pyrietoxidatie zou een verklaring kunnen zijn, maar omdat het waterpeil in de zomer hoger is dan in de winter, ligt dat niet direct voor de hand.

2.2.5 Doorzicht

Het doorzicht is gedurende de periode dat de wateroverschotten van de Westbroekse Zodden naar de Molenpolder werden gevoerd, fors afgenomen (Figuur 11). Vóór aankoppeling van de waterinlaat was het doorzicht gemiddeld circa 1,0 meter. Tussen 2012 en 2015 daalde het doorzicht sterk, tot een gemiddeld doorzicht van ongeveer 0,6 meter. Sinds de afkoppeling van de Westbroekse Zodden lijkt het doorzicht weer wat te zijn toegenomen, al zijn er nog steeds perioden waarin het doorzicht daalt tot minder dan 0,5 meter. De positieve effecten van het verwijderen van vis en kreeften is duidelijk te zien in de verbetering van het doorzicht in 2021. Deze was in 2022 sterk verbeterd tot bodemzicht. De laatste keer dat het systeem zo helder was, is circa 10 jaar geleden.



Figuur 11. Doorzicht in de Molenpolder. De betreffende locatiecodes zijn weergegeven in Figuur 3.

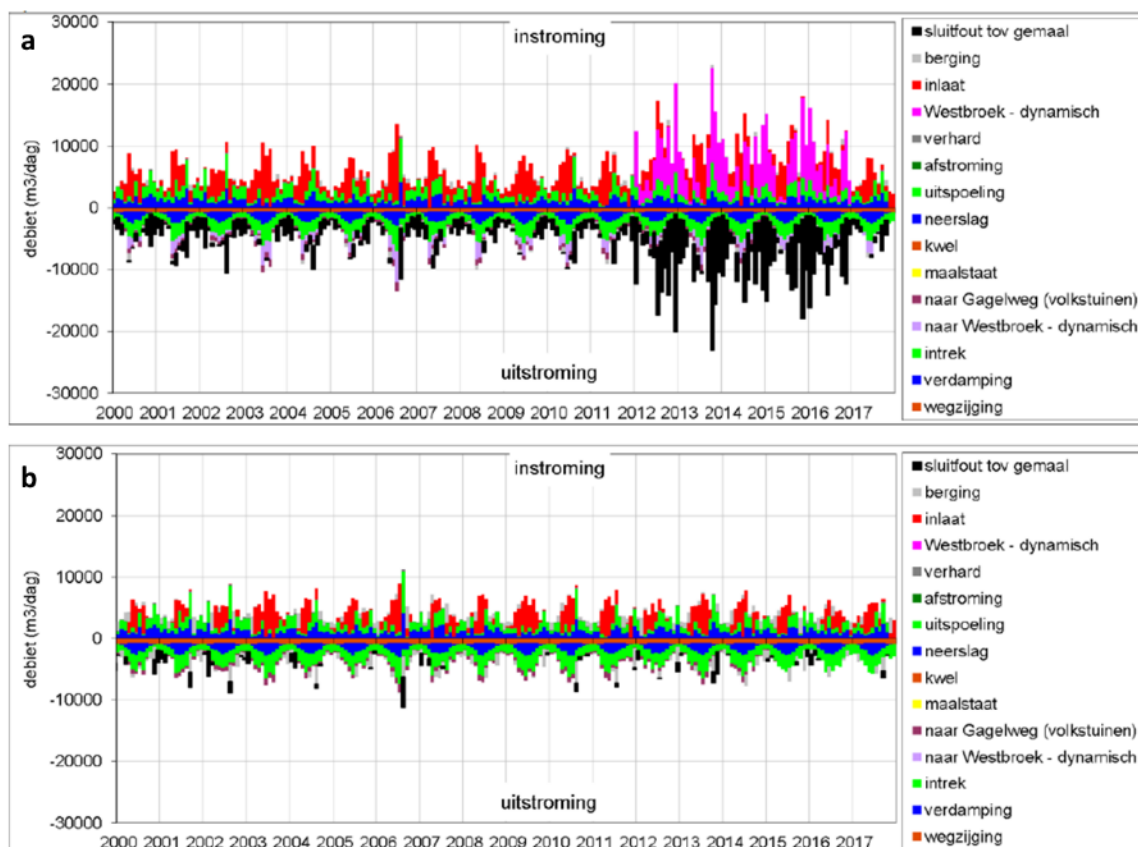
2.2.6 Water- en stofbalansen

Uit water- en stofbalansen die in 2018 zijn opgesteld voor de Molenpolder door Droog and Cusell (2018), blijkt dat door het loskoppelen van de Molenpolder van de Westbroekse Zodden, de waterinlaat sterk is afgenomen ten opzichte van de periode 2012 - 2017 (Figuur 12). Hierdoor, en doordat het water uit de Westbroekse Zodden ook nog eens voedselrijk was, is de nutriëntbelasting in de Molenpolder afgenomen van gemiddeld 3,65 mgP/m²/dag tot gemiddeld 2,0 mgP/m²/dag (Tabel 1). Tabel 1 geeft een duidelijk overzicht van de externe belastingen ten opzichte van de kritische belastingen.

Tabel 1. Overzicht van de externe en kritische belastingen in de Molenpolder bij aan- en afkoppeling van de Westbroekse Zodden. h > t: belasting waarbij het systeem omslaat van helder naar troebel. t > h: belasting waarbij het systeem omslaat van troebel naar helder. Naar: Droog and Cusell (2018).

Situatie	Externe belasting (mgP/m ² /dag)	Kritische belastingen bij diepte 0,9 meter (mgP/m ² /dag)	Kritische belastingen bij diepte 1,2 meter (mgP/m ² /dag)
Aankoppeling Westbroekse Zodden	3,65	h > t: 5,9 t > h: 3,7	h > t: 3,6 t > h: 1,6
Afkoppeling Westbroekse Zodden	2,0	h > t: 5,0 t > h: 2,9	h > t: 2,1 t > h: 0,7

De kritische belasting wordt in de Molenpolder mede gestuurd door de diepte van het water. Deze varieert in de molenpolder tussen ca. 0,75 en 2,0 meter (Droog and Cusell 2018). Uit het onderzoek van Droog and Cusell (2018) is gebleken dat in de situatie tussen 2012 en 2018, het systeem helder zou moeten blijven bij een diepte van 0,9 meter, terwijl de kritische P-belasting zich tussen de twee kritische belastingen bevindt bij een diepte van 1,2 meter (Tabel 1). Bij een diepte van 1,2 meter ligt de externe belasting vrijwel tegen de bovengrens (helder -> troebel) van de kritische P-belasting. Dit betekent dat er tussen 2012 en 2018 een reëel risico bestond op het omslaan van het systeem naar een troebele toestand. Dit komt overeen met de werkelijke situatie: het watersysteem is omgeslagen van helder en plantenrijk naar troebel met algen.



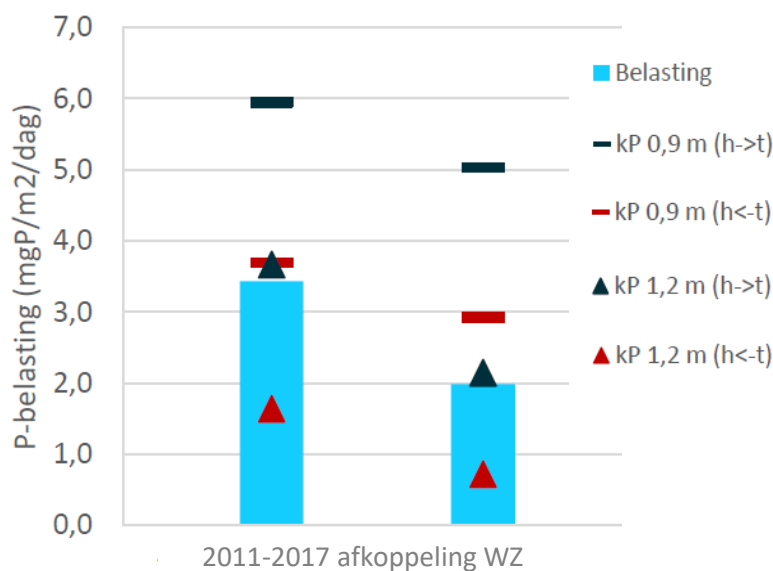
Figuur 12. Waterbalans van de Molenpolder, waarbij de bijdrage van elke bron voor elke maand is gegeven. Figuur a toont de historische situatie tussen 2000 en 2017, waarbij de waterschotten uit de Westbroekse Zodden tussen 2012 en 2016 naar de Molenpolder werden gevoerd en waarbij het historische waterpeil (ZP: -1,00; WP: -1,05 mNAP) van toepassing is, figuur b toont het scenario waarbij de wateroverschotten uit de Westbroekse Zodden niet naar de Molenpolder worden gevoerd en waarbij er sprake is van een (toekomstig) flexibel peilbeheer (tussen -0,90 en -1,15 mNAP). Zwarte sluitfout betreft uitlaat van water via het gemeal. Uit: Droog and Cusell (2018)

Opvallend is echter wel, dat in de periode waarin de Westbroekse Zodden aangekoppeld was, de externe belasting óók lager was dan de kritische belasting bij een diepte van 0,9 meter (Figuur 13). Bij een diepte van 1,2 meter lag de externe belasting tussen de twee kritische belastingen, waarbij de externe belasting dicht tegen de bovenste kritische grens aan lag. Het is mogelijk dat de rivierkreeften een aanvullende rol hebben gespeeld bij het omslaan van het systeem van een heldere naar een troebele toestand. Omdat geen gegevens beschikbaar zijn over de ontwikkeling in de tijd van de rivierkreeftenpopulatie in de Molenpolder, blijft dit echter giswerk.

Door het afkoppelen van het wateroverschot uit de Westbroekse Zodden, is naast de externe P-belasting ook de kritische P-belasting afgenomen; de verblijftijd is door de afname in inlaat immers toegenomen. In de huidige situatie is de externe P-belasting lager dan beide kritische P-belastingen (helder -> troebel en helder <- troebel) bij een diepte van 0,9 meter (Figuur 13). Echter, bij een diepte van 1,2 meter bevindt de externe P-belasting zich tussen beide kritische belastingen, waarbij de externe P-belasting dicht tegen de bovenste kritische belasting (helder -> troebel) aan ligt. Dit betekent dat er in de diepere delen van de molenpolder ook momenteel nog een reële kans bestaat op een troebele toestand die wordt gedomineerd door algen, nog los van de effecten die rivierkreeften en vissen eventueel kunnen hebben.

Met een troebele toestand (sinds de aankoppeling van de Westbroekse Zodden) en sinds de aanwezigheid van een grote rivierkreeftenpopulatie en bodemwoelende vis bleef de Molenpolder de afgelopen jaren troebel. Het intensief wegvangen van rivierkreeften is in 2021 gestart in

Molenpolder-West en bleek tot op heden niet voldoende om het systeem te doen omslaan. Eind 2021 is aanvullend actief biologisch beheer van vis uitgevoerd in de Molenpolder, waarbij bodemwoelende vis (brasem) en planktivore vis (met name brasem en blankvoorn) is verwijderd. In totaal is 3342 kg vis verwijderd (67 kg/ha), waarvan 2268 kg brasem (45 kg/ha). Door deze actie wordt als het ware 'een klap op het systeem' gegeven, waardoor een omslag plaats moet vinden naar helder water. In maart – juni 2022 was het water in de Molenpolder kraakhelder, vermoedelijk door het wegvangen van de bodemwoelende witvis (zie ook Figuur 11).



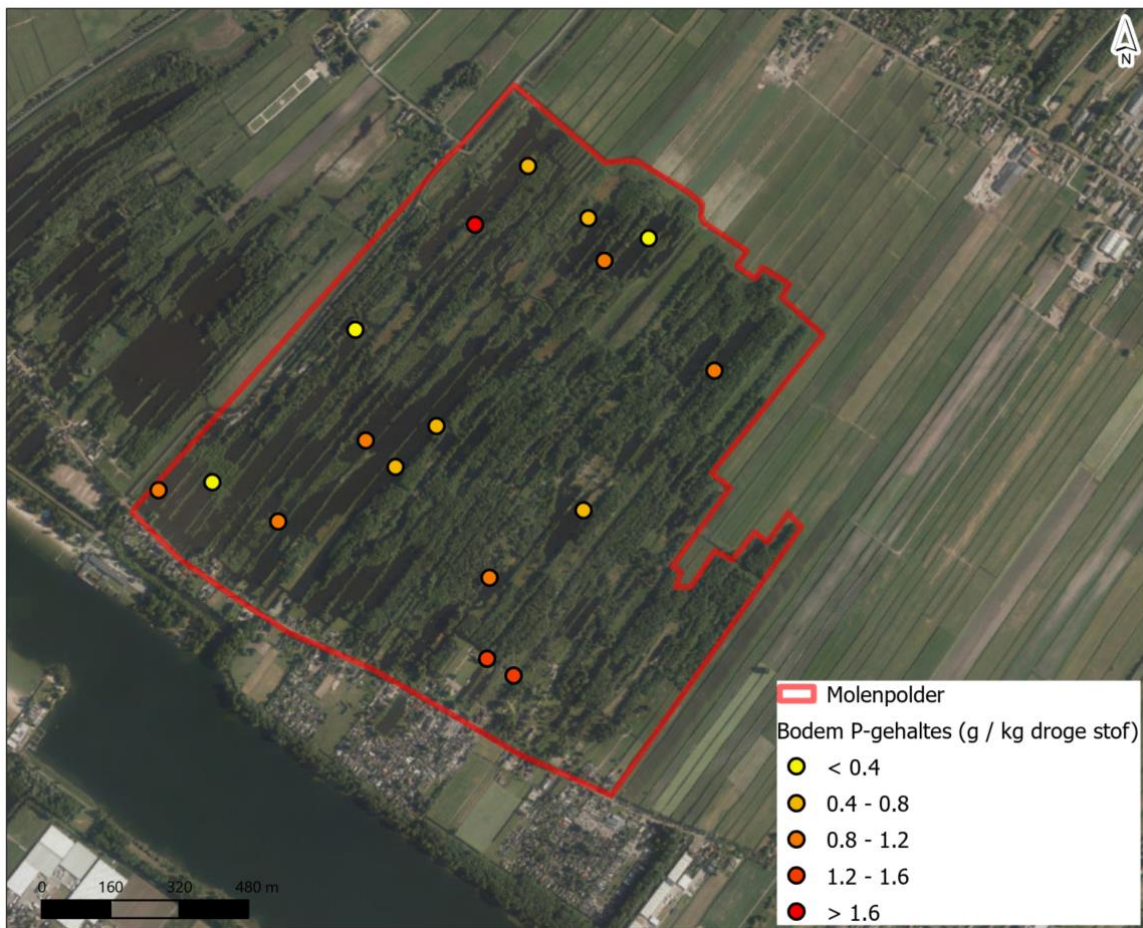
Figuur 13. Overzicht van de externe P-belasting ten opzichte van de kritische P-belasting voor de periode 2011 - 2017, toen het wateroverschot van de Westbroekse Zodden de Molenpolder in werd gevoerd, en voor de situatie waarin de inlaat vanuit de Westbroekse Zodden is afgekoppeld. De laatste komt overeen met de huidige situatie. Aangepast uit Droog and Cusell (2018).

2.2.7 Bagger en nutriëntrijkdom van de bodem

De eigendommen van SBB en van vereniging Gravingen in de Molenpolder zijn ongeveer 15 jaar geleden gebaggerd. In het zuidoostelijk deel van Molenpolder liggen particuliere wateren die 15 jaar geleden niet zijn gebaggerd. Er ligt daar veel bagger. Bovendien worden in dit deel van de Molenpolder relatief veel kreeften gevangen ten opzichte van de rest van de Molenpolder, wat een aanwijzing is dat deze bagger voedselrijk is en bijdraagt aan de kreeftenproblematiek.

De nutriëntgehaltenes van de waterbodem in de Molenpolder zijn in 2017 onderzocht. Uit deze analyse is gebleken dat de nutriëntgehaltenes op bijna alle locaties hoger zijn dan 0,5 g/kg ds (droge stof). Dergelijke nutriëntgehaltenes leiden bij een helder watersysteem vaak tot dominantie van snelgroeiende ondergedoken waterplanten zoals waterpest en grof hoornblad. Op enkele locaties zijn echt hoge P-concentraties van circa 2 g/kg ds gemeten.

In 2018 is tevens onderzocht in hoeverre de nutriënten die opgeslagen liggen in de waterbodem nageleverd kunnen worden, met interne eutrofiëring tot gevolg (Droog and Cusell 2018). Uit deze analyse is gebleken dat het risico op nalevering beperkt is, vermoedelijk wordt weinig P gemobiliseerd (Droog and Cusell 2018).



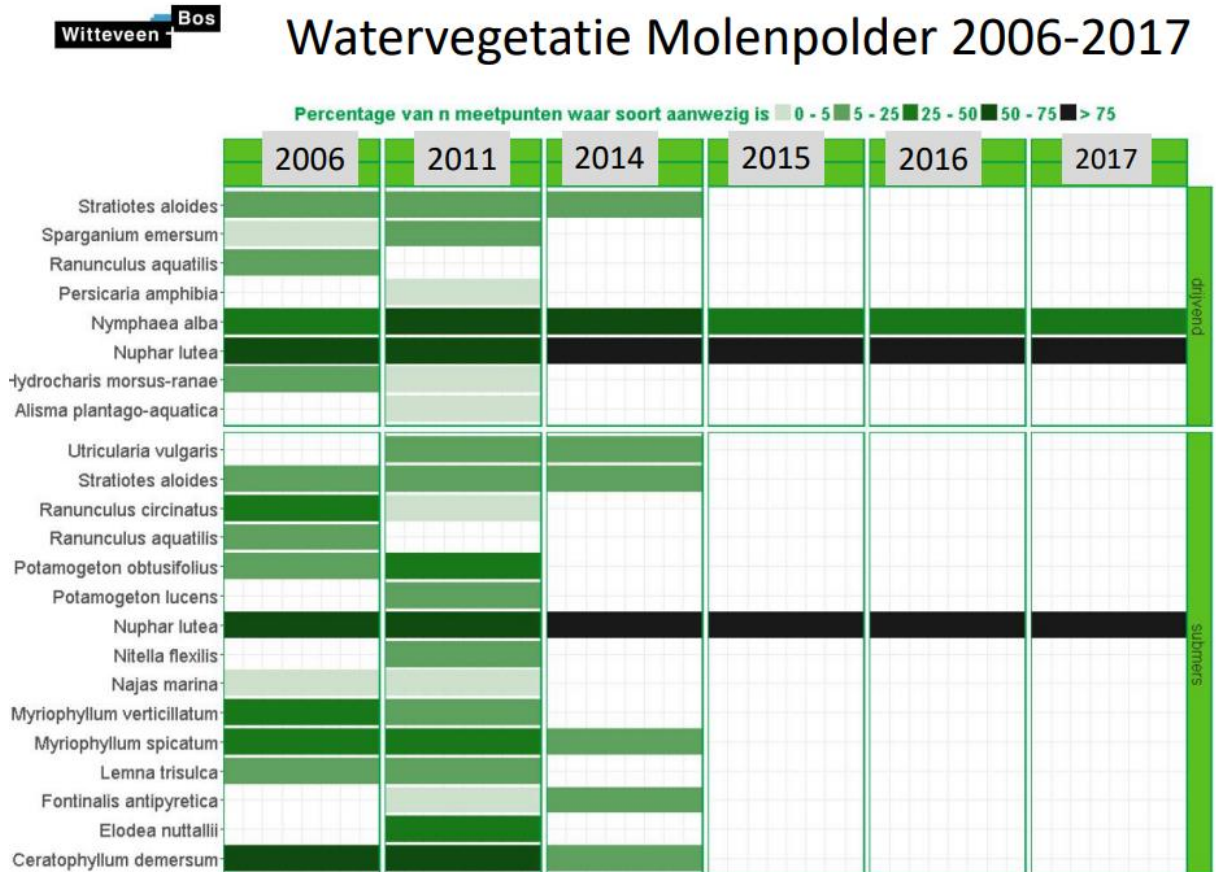
Figuur 14. P-gehaltes (in g/kg droge stof) van de waterbodems in de Molenpolder op basis van destructieanalyses uit 2017.

2.3 Biotische situatie van de Molenpolder

2.3.1 Waterplanten

Tot en met 2011 had de Molenpolder een relatief rijke watervegetatie. Soorten als groot blaasjeskruid, stomp fonteinkruid, glanzig fonteinkruid, aarvederkruid, krabbenscheer, grof hoornblad, Groot nimfkruid en stijve en fijne waterranonkel kwamen voor in de Molenpolder. Sinds 2014 zijn vrijwel al deze soorten verdwenen (Tabel 2). Alleen waterlelie en gele plomp bleven over.

Tabel 2. Overzicht van waterplanten in de Molenpolder.



2.3.2 Vissen

Sinds 2011 is het water troebel geworden, zijn waterplanten verdwenen en is de visstand toegenomen waarbij bodemwoelende vissoorten (brasem) en zoöplanktonetende vissoorten zijn gaan domineren. De witvisstand in de gehele Molenpolder is in de winter 2021-2022 gereduceerd tot minder dan 10-15 kg/ha aan planktivore vis en minder dan 5 kg/ha aan bentivore vis.

Snoeken en grote baarzen zijn aanwezig in de Molenpolder en zijn beide potentiële predatoren van kreeft. Standen van beide soorten in de Molenpolder worden weergegeven in Tabel 3. De snoekenstand in de Molenpolder is niet zo hoog als mogelijk zou zijn onder meer ideale omstandigheden (zie

Tabel 4). Deze ramingen zijn afkomstig van KRW-bemonsteringen van vergelijkbare wateren in de omgeving. Door Grimm et al. (1992) wordt als maximum een snoekstand van 65-75 kg/ha genoemd voor een rijkbegroeid petgatensysteem. Daarvoor is veel beschutting nodig in de vorm van goed begroeide oevers en een bedekking met ondergedoken waterplanten van meer dan 40% (Grimm et al. 1992). De oevers in de Molenpolder zijn doorgaans niet rijk begroeid met emergente vegetatie. Het lijkt wel veel maar het riet staat doorgaans op de oever en niet in het water en ondergedoken vegetatie ontbreekt anno 2022 geheel. In 2015 werd de omvang van de snoekstand op 19 kg/ha geschat. In 2021 was dat 24, wat bij dit soort metingen in dezelfde orde van grootte ligt. De opbouw van de populatie zegt iets over mogelijke knelpunten voor snoek. Snoeken tot een lengte van 35 cm kunnen beschouwd worden als eerstejaars. Wat opvalt is dat de populatie in 2015 uit relatief meer jonge dieren bestaat ten opzichte van 2021. Er lijkt verminderde rekrutering op te treden. Dit kan het gevolg zijn van een tekort aan paai- en/of

opgroeihabitat maar ook kan het een terugkoppeling zijn van het relatief hoge bestand aan grote dieren (snoek is sterk territoriaal en kannibalistisch). Het volledig ontbreken van ondergedoken waterplanten en geringe aanwezigheid van emergente waterplanten is de meest waarschijnlijke oorzaak. Hierdoor is er een overlap in leefgebied van de jonge en de grote snoeken waardoor er veel kannibalisme voor komt. In 2015 was er voor de eerstejaars snoek klaarblijkelijk voldoende paaihabitat aanwezig. Uitgaande van herstel van de ondergedoken vegetatie lijkt een snoekstand van ongeveer 40 kg/ha het hoogst haalbaar in de Molenpolder. Dit is min of meer in lijn met vergelijkbare wateren in de omgeving zoals Tienhoven (zie Tabel 4), maar zo ver is het nog niet.

Tabel 3. Snoeken- en baarzenstand in Molenpolder in kg/ha.

		Totaal	0-15	16-35	36-44	45-54	>54
Snoek	2015	19,0	0,1	3,7	-	3,2	12
Snoek	2021	23,9	0	0,7	-	0,5	22,7
		Totaal	0+	>0+-15	16-25	26-40	>=41
Baars	2015	28,5	9,0	11,9	3,5	4,2	-
Baars	2021	8,3	4,7	2,9	0,8	-	-

Tabel 4. Snoekenbestanden in een aantal petgatsystemen rond Loosdrecht. Voor verschillende grootteklassen is de stand gegeven in kg/ha.

Locatie	jaartal	Totaal	0-15	16-35	36-44	45-54	>54
Molenpolder	2015	19,0	0,1	3,7	-	3,2	12,0
Molenpolder	2021	23,9	0,0	0,7	-	0,5	22,7
Westbroek	2015	19,1	0,0	6,6	6,4	1,6	4,2
Westbroek	2021	21,3	0,1	2,4	-	-	18,7
Tienhoven	2015	47,0	0,5	4,2	-	1,4	40,8
Tienhoven	2021	29,0	0,2	2,7	2,1	2,0	22,0
Maarseveense Zodden	2015	52,0	-	7,8	2,4	4,3	37,5
Maarseveense Zodden	2021	19,4	0,0	3,3	1,4	1,9	12,8
Ster en Zodden	2013	78,1	0,1	5,8	6,0	9,5	56,6
Ster en Zodden	2017	41,6	0,1	5,0	3,7	4,4	28,4
TerraNova	2013	8,8	0,0	0,2	0,5	0,2	7,9
TerraNova	2017	8,3	-	0,3	0,5	0,8	6,8

Baarspopulaties in wateren zoals de Molenpolder bestaan vooral uit kleine, niet-piscivore baarzen. Hoewel baars vanaf ongeveer 15 cm piscivoor kan zijn, is een baars met een lengte vanaf 25 cm pas echt van belang als predator. Omvangrijke bestanden van grote piscivore baarzen zijn schaars in Nederland en zeker in ondiepe poldergebieden.

De populatie baarzen is afgenomen in de afgelopen jaren. Tijdens beide onderzoeksjaren was het aandeel grote baarzen gering. Er werden wel veel kleine baarzen gevangen. In de Molenpolder wordt bij de visserijwerkzaamheden door ATKB heel af en toe een grote baars (30 – 35 cm) gevangen. Een baars-bestand is ook niet eenvoudig te beïnvloeden. Voor de predatie op kreeften is de verwachte bijdrage van baars daarom gering (zie paragraaf 3.3.3.2.2).

Tabel 5. Baarsbestanden in een aantal petgatsystemen rond Loosdrecht. Voor verschillende grootteklassen is de stand gegeven in kg/ha.

Vissoort	jaartal	Totaal	0+	>0+-15	16-25	26-40	>=41
Molenpolder	2015	28,5	9,0	11,9	3,5	4,2	-
Molenpolder	2021	8,3	4,7	2,9	0,8	-	-
Westbroek	2015	11,8	3,6	5,0	3,2	-	-
Westbroek	2021	8,5	3,1	3,0	2,3	-	-
Tienhoven	2015	5,5	3,0	1,6	0,9	-	-
Tienhoven	2021	16,1	11,8	3,5	0,8	-	-
Maarseveense Zodden	2015	17,9	8,0	3,3	4,0	2,5	-
Maarseveense Zodden	2021	8,6	3,0	2,6	1,8	1,2	-
Ster en Zodden	2013	8,9	2,6	3,6	1,5	1,2	-
Ster en Zodden	2017	10,2	2,6	6,0	0,5	0,2	0,8
TerraNova	2013	25,6	10,4	9,4	5,3	0,5	-
TerraNova	2017	18,7	9,1	4,9	4,1	0,6	-

2.3.3 Kreeften

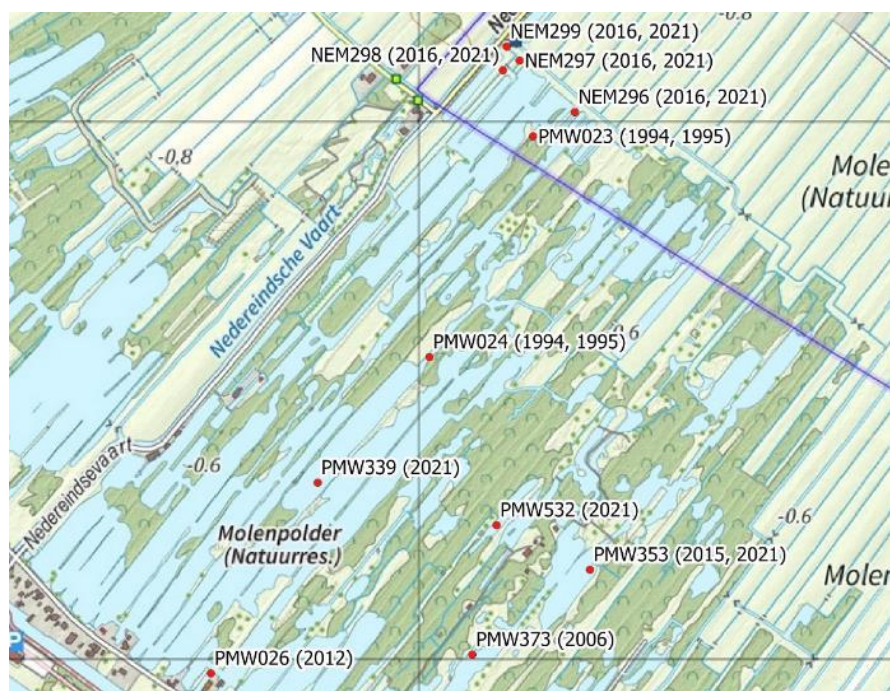
In de Molenpolder komen op het moment twee soorten rivierkreeften voor: de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft en de rode Amerikaanse rivierkreeft. De eerste waarneming van rode Amerikaanse rivierkreeft in de Molenpolder dateert volgens de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF) uit 2010. Die van geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft uit 2012. De eerste waarnemingen uit de directe omgeving zijn van 2006 (rode Amerikaanse rivierkreeft, Tienhoven) en 2010 (geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft, De Bilt). Het is onduidelijk of de uitheemse rivierkreeften zich al voor deze perioden in Molenpolder hadden gevestigd. Ook is onbekend hoe snel de populatie is uitgegroeid tot de huidige omvang. De soorten houden zich vooral op langs de oevers van de petgaten en in de slootjes in het gebied. Uit ervaringen van ATKB lijkt de rode Amerikaanse rivierkreeft het open water te mijden, in tegenstelling tot de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft die 's nachts meer het open water opzoekt. Er zijn lokale verschillen. In Molenpolder West is de verhouding ongeveer 1:1 rode en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft. Naar het oosten toe verschuift dit naar meer rode Amerikaanse rivierkreeft. In de Distelvinkplas is alleen rode Amerikaanse rivierkreeft gevangen.

In juli 2021 is gestart met kreeftenreductie in Molenpolder-West en vanaf mei 2022 wordt zowel in Molenpolder-Oost als -West rivierkreeft gereduceerd. De beide deelgebieden zijn begin 2021 middels fijnmazige roosters van elkaar gescheiden. De kreeften worden vooral langs de oevers gevangen met fuiken, beaasde korven en tunnelkorven. In beginsel werden vooral rode Amerikaanse rivierkreeften gevangen. Met het teruglopen van de aantallen van deze soort, werden in toenemende mate geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften en ook meer juveniele kreeften van beide soorten gevangen. Vermoedelijk hielden deze soort en groep zich in eerste instantie verborgen voor de dominantere grote rode Amerikaanse kreeften.

In 2021 is in Molenpolder-West bijna 8.000 kg kreeft gevangen en verwijderd. In 2022 is in Molenpolder-west tot half oktober ruim 10 ton kreeft gevangen en in Molenpolder-oost 5 ton. Met MCR is in de zomer van 2022 een schatting gemaakt van de kreeftenstand in twee min of meer geïsoleerde plasjes. Deze varieert van 360 kg/ha in een petgat in Molenpolder-West tot 1.200 kg/ha in een zeer voedsel- en baggerrijk petgat in Molenpolder-Oost. Deze laatste is niet representatief voor geheel Molenpolder-Oost maar waarschijnlijk wel voor het meest oostelijk gelegen deel in eigendom van particulieren dat een relatief dikke baggerlaag heeft.

2.3.4 Macrofauna

Macrofauna wordt in de Molenpolder sinds 1994 gevolgd binnen het KRW meetprogramma van Waternet. Het gaat om in totaal 7 meetpunten verspreid door het gebied die bemonsterd zijn in zes verschillende meetjaren (1994, 1995, 2006, 2012, 2015 en 2021), zie Figuur 15. Aanvullende gegevens zijn afkomstig van vier meetpunten aan de noordrand van Molenpolder die deel uitmaken van het landelijke meetprogramma Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) voor de gestreepte waterroofkever, waar naast deze soort, ook 35 andere 'grote' macrofauna-soorten (o.a. roofkevers -wantsen) gevolgd worden.



Figuur 15. Overzicht van de meetpunten en meetjaren van de macrofaunabemonsteringen uit het reguliere meetprogramma van waternet (PMW) en het meetprogramma gestreepte waterroofkever van Netwerk Ecologische Monitoring (NEM).

Macrofauna-predatoren

In totaal zijn binnen het programma van Waternet gegevens van 280 macrofauna-soorten verzameld, binnen het NEM gaat het om 11 soorten. Binnen deze lijsten zijn negen macrofauna-soorten geïdentificeerd die potentieel op jonge kreeft kunnen prederen (mogelijk meer, want onder de libellen kunnen meerdere soorten schuil gaan) (Tabel 6). De selectie is gebaseerd op het feit dat deze soorten kunnen foerageren op prooidieren van vergelijkbaar formaat als jonge rivierkreeft, dat wil zeggen prooien van ca. 1-3 cm. In hoeverre de soorten daadwerkelijk (en in welke mate) aangrijpen op heel jonge kreeft is niet bekend, al kan uit de levenscyclus worden afgeleid dat sommige meer of minder effectief zullen kunnen zijn. Zo is de roofzuchtige larve van de tuimelaar (Figuur 16) overwegend in juni-augustus aanwezig, terwijl de overgrote meerderheid van kleine rode Amerikaanse rivierkreeften in de periode sep-feb in het water gevonden wordt. Ook voor libellen geldt dat de larven in het najaar gemiddeld veel kleiner zijn dan in het voorjaar waardoor deze soorten minder effectief zullen kunnen aangrijpen. Grote roofwantsen zijn wel actief en relatief talrijk in de periode dat er veel jonge rode Amerikaanse rivierkreeften zijn.



Figuur 16. Larve van de tuimelaar (*Cybister lateralimarginalis*) zuigt een juveniele gevlekte Amerikaanse rivierkreeft uit door middel van de holle, tangvormige kaken. In tegenstelling tot juveniele gevlekte en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften komen juveniele rode Amerikaanse rivierkreeften in praktijk vrijwel niet samen voor met larven van de tuimelaar (foto: Bram Koesse).

Tabel 6. Potentiële macrofaunapredatoren van (jonge) rivierkreeft, waargenomen in de Molenpolder.

Waterroofkevers	
Tuimelaar	<i>Cybister lateralimarginalis</i>
Roofwantsen	
Gewoon bootsmannetje	<i>Notonecta glauca</i>
Platte waterwants	<i>Ilyocoris cimicoides</i>
Waterschorpioen	<i>Nepa cinerea</i>
Stafwants	<i>Ranatra linearis</i>
Libellen	
Glazenmakers	<i>Aeshna spec.</i>
Glassnijder	<i>Brachytron pratense</i>
Gewone oeverlibel	<i>Orthetrum cancellatum</i>
Korenbouten	<i>Libellula spec.</i>

De data uit de Molenpolder duiden op een mogelijke achteruitgang van een aantal van de predatoren. In de standaard-macrofaunamonsters van 1994 en 1995 worden steeds vele tientallen exemplaren van de platte waterwants per monster gemeld. Daarna is de soort (vrijwel) nooit meer waargenomen. In theorie zou dit samen kunnen hangen met het verdwijnen van onderwatervegetatie: de platte waterwants is een 'struikrover' die optimaal gedijt tussen dichte onderwaterbegroeiing. Omdat de meetlocaties uit '94-'95 echter nooit opnieuw bemonsterd zijn, is het lastig om hier harde conclusies aan te verbinden. Ook voor de tuimelaar duiden de data op een mogelijke achteruitgang: binnen het reguliere meetnet is de soort gevangen in 1994 en 2006, daarna niet meer. Binnen het NEM is de soort in 2016 op drie plekken gevangen, in 2021 ontbrak de soort op elk meetpunt. Over de overige macrofaunapredatoren kunnen geen uitspraken gedaan worden, al duiden de tellingen van volwassen libellen ook op een achteruitgang (Van Dobben et al. 2017).

Naast de lijst van aanwezige soorten, valt op dat ook een aantal soorten afwezig lijkt. In de datasets ontbreken waarnemingen van geelgerande waterroofkevers (*Dytiscus spec.*), evenals de grote keizerlibel (*Anax imperator*). Tenminste de tuimelaar, platte waterwants en een aantal libellen (glazenmakers: Aeshnidae) zijn sterk afhankelijk van onderwatervegetatie. *Dytiscus-*

soorten zijn goede vliegers en tenminste de gewone geelgerande waterroofkever (*Dytiscus marginalis*) en veengeelgerande waterroofkever (*Dytiscus dimidiatus*) zijn bekend uit de naastgelegen Westbroekse Zodden. Ook voor deze soorten ligt de sleutel tot succes bij herstel van de vegetatie. Ook bij de reductievisserij van de rivierkreeften worden slechts zeer zelden keverachtigen gevangen.

Rivierkreeften in de macrofauna-monsters

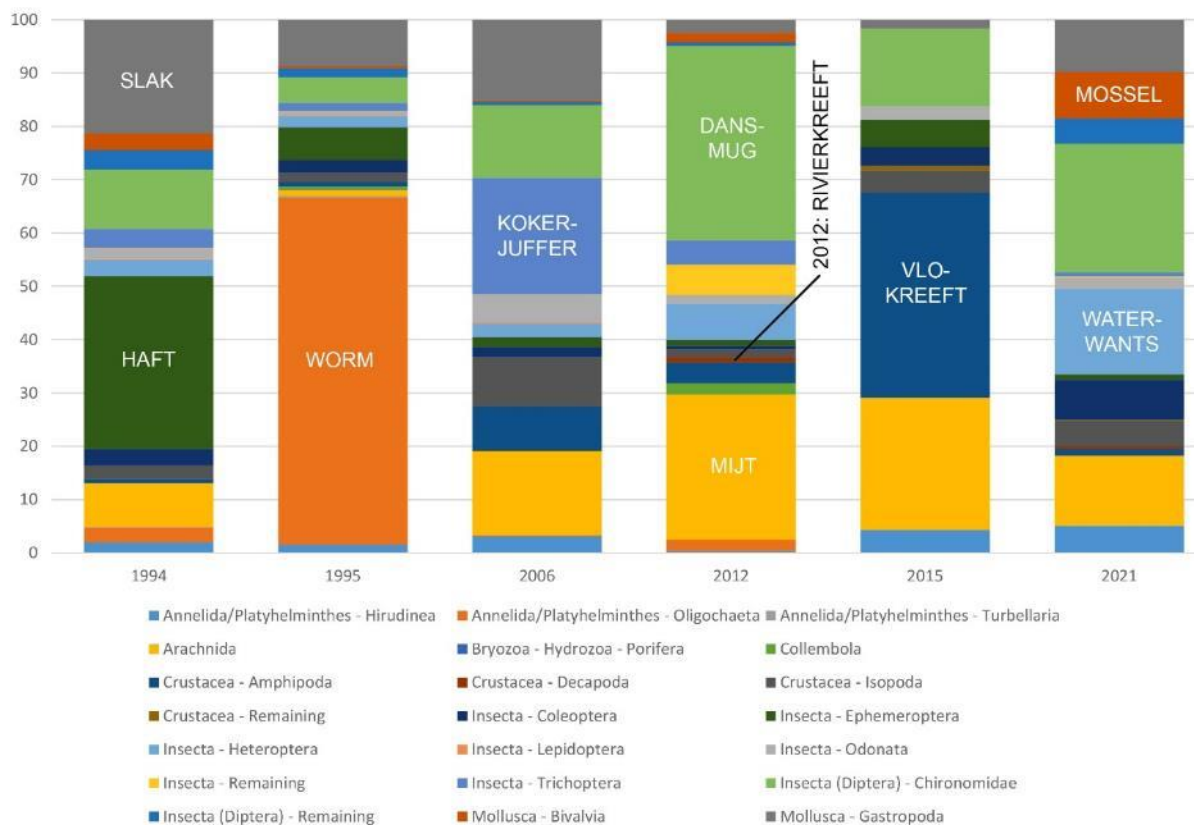
Rivierkreeften vallen formeel onder 'macrofauna', maar worden in praktijk weinig opgepikt in standaard-macrofauna-monsters, zoals ook blijkt uit de meetreeksen in de Molenpolder. De eerste rivierkreeft (gevlekte Amerikaanse rivierkreeft) in een regulier macrofaunamonster is in 2012 opgepikt. Het NEM-meetprogramma suggereert een sterke toename van de rode en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft sinds 2016, terwijl er voor 2016 ook al hoge dichtheden aanwezig waren (Van Dobben et al. 2017). De gevlekte Amerikaanse rivierkreeft, gestreepte waterroofkever en tuimelaar lijken afgenomen, zie Tabel 7. Ook tijdens het wegvangen van kreeften wordt de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft vrijwel niet waargenomen, slechts acht dieren in 2021.

Tabel 7. Gemiddeld aantal rivierkreeften en waterroofkevers per monster per jaar o.b.v. n=4 locaties en n=8 monsters per meetjaar binnen het NEM-meetprogramma 'gestreepte waterroofkever'.

Soort	2016	2021
Rode Amerikaanse rivierkreeft - <i>Procambarus clarkii</i>	8,8	17,6
Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft - <i>Faxonius virilis</i>	0,3	3,1
Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft - <i>Faxonius limosus</i>	0,5	0
Gestreepte waterroofkever - <i>Graphoderus bilineatus</i>	2,5	1,5
Tuimelaar - <i>Cybister lateralimarginalis</i>	0,8	0

Overige macrofauna

Bij grootschalige verdwijning van (vegetatie)structuren zouden er verschuivingen opgetreden kunnen hebben binnen bepaalde soorten of -groepen. Figuur 17 geeft een overzicht van de verhoudingen tussen soortgroepen per meetjaar. Deze grafiek laat op het eerste gezicht geen duidelijke patronen zien. Dat wil zeggen: soortgroepen met veel plantminnende vertegenwoordigers zoals waterslakken, waterkevers en kokerjuffers nemen ogenschijnlijk niet duidelijk af. Evenmin is een duidelijke toename zichtbaar van kenmerkende groepen van een 'plantarme' omgeving zoals vlokreeften en aasgarnalen. Nader ingezoomd valt op dat slakken steeds minder vertegenwoordigd lijken tot aan 2015, maar in 2021 weer 'opleven', evenals mosselen, wat veroorzaakt wordt door vele tientallen erwtenmosselen (*Pisidium spec.*) uit het monster in de Distelvinkplas. Omdat het monster in de Distelvinkplas (d.d. 20 april 2021) ongeveer een jaar na de grootschalige afvissing is genomen, zou de toename hier in theorie een gevolg van kunnen zijn. Ook hier geldt dat de variatie van de metingen in ruimte en tijd echter dermate groot is, dat het lastig is om patronen te duiden.



Figuur 17. Verhouding tussen verschillende macrofauna-groepen op basis van de Taxa Waterbeheer Nederland (TWN)-indeling per meetjaar in de Molenpolder. Grote fracties zijn met 'werknamen' aangeduid in de grafiek. Rivierkreeften worden vanaf 2012 in de standaardmonsters aangetroffen.

3 Verkenning ecosysteemaanpak uitheemse rivierkreeften

3.1 Opzet van een ecosysteemaanpak

Uitroeiing van rivierkreeften in grote watersystemen die bovendien ook vaak in verbinding staan met andere wateren wordt is niet realistisch (Lemmers et al. 2021b). Invasieve kreeften blijken echter niet in alle wateren dominant en schadelijk te zijn. Dat doet vermoeden dat er ecologische processen zijn die de aantallen kreeften laag kunnen houden, dan wel een goede biologische kwaliteit mogelijk maken in aanwezigheid van kreeften. Indien het mogelijk is om deze ecologische processen te identificeren, kunnen we in het terrein- en waterbeheer mogelijk maatregelen treffen die daarop ingrijpen. Het doel van een dergelijke ecosysteemaanpak is om maatregelen te kunnen treffen die leiden tot een ecosysteem met (1) een kreeftendichtheid die dermate laag is dat de schadelijke effecten door het ecosysteem kunnen worden geïncasseerd en (2) omstandigheden creëren die ervoor zorgen dat de kreeftendichtheid niet toeneemt tot een niveau waarop blijvend ecologische schade optreedt. Het betreft een pakket aan maatregelen dat:

- leidt tot een initiële kreeftenafname;
- leidt tot een lage recruitment (lage reproductie en/of overleving);
- groter vermogen van ecosysteem om van kreeftenschade te herstellen.

In dit hoofdstuk worden deze maatregelen verkend via vier sporen, te weten:

1. Wegvangen van kreeften;
2. Stimuleren van predatie;
3. Verlagen van nutriëntenrijkdom;
4. Stimuleren van waterplanten.

3.2 Spoor wegvangen van kreeften

Effect van wegvangen

De negatieve effecten van rivierkreeften worden zichtbaar wanneer de dichtheden van uitheemse rivierkreeften boven 0,9 kreeft/m² uitkomen (Lemmers et al. 2018). Om ecosysteemherstel mogelijk te maken moeten maatregelen leiden tot een kreeftenstand die onder dat omslagpunt ligt.

Dat dit de eerste sleutel is tot systeemherstel blijkt uit de ervaringen in de Distelvinkplas, een kleine (0,3 ha) geïsoleerde plas in de Molenpolder. In samenwerking met provincie Utrecht en Staatsbosbeheer voerde Waternet in 2018-2019 hier een kreeftenreductiepijl uit. Bij aanvang, in voorjaar 2018 was de dichtheid rode Amerikaanse rivierkreeft ca. 400 kg/ha (1,53 kreeft/m²). In de Distelvinkplas is in de periode voorjaar 2018 tot najaar 2019 kreeftenreductie uitgevoerd. Direct na een intensieve vangstactie in voorjaar 2019 was de reductie bijna 100%. In het najaar 2019 bedroeg de reductie ten opzichte van 2018 nog 56%. Na een jaar, in zomer 2019, kwam ecologisch herstel op gang: ontwikkeling van het glanswier *Nitella flexilis* (40 tot 80% bedekking), beter doorzicht en lagere fosfor- en zwevendstofgehalten.

Kreeftenreductie in de gehele Molenpolder

In de zomer 2021 is Waternet met gebiedspartners en subsidiegevers (subsidieregeling versneld natuurherstel van RVO en programma Natuur van provincie Utrecht) begonnen met het opschalen van de kreeftenreductie naar de gehele Molenpolder. In 2021 is gestart in het westelijk deel van de Molenpolder en wordt in 2022 en 2023 voortgezet. In het oostelijk deel is gestart in 2022 en wordt het wegvangen voortgezet in 2023 en 2024.

In 2021 is in Molenpolder-West in totaal 7824 kg rivierkreeft gevangen. Per hectare was dat 209 kilogram en 7.730 stuks. Hiervan was op aantalsbasis 42,7% geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft en 57,3% rode Amerikaanse rivierkreeft. Daarnaast zijn er nog acht exemplaren van gevlekte Amerikaanse rivierkreeften gevangen (wat een verwaarloosbaar percentage is).

De reductie van rode Amerikaanse rivierkreeft in Molenpolder West in 2021 is geschat op 70%. De reductie van de geknobbelde kon ATKB niet bepalen omdat in 2021 de dagvangsten eerder toe dan afnamen. De hypothese is dat geknobbelde Amerikaanse en kleine exemplaren rode Amerikaanse rivierkreeft pas de vangtuigen in komen als er geen grote rode Amerikaanse rivierkreeften in zitten. De grote rode zijn erg agressief en weren de geknobbelde en kleine uit de vangtuigen. Ook suggereren de vangsten dat de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften meer het open water opzoeken dan de rode Amerikaanse rivierkreeften. Waarschijnlijk doen ze dat vooral 's nachts, een fenomeen dat ATKB in voorjaar 2023 nader gaat onderzoeken met onderwatercamera's.

3.3 Spoor predatie

3.3.1 Wat is er aan predatie nodig?

Het eindeloos doorvissen op de kreeften is geen duurzame en betaalbare maatregel. Daarom zal het ecosysteem zelf moeten zorgen voor een duurzame reductie van het aantal kreeften tot een niveau dat geen dominante invloed heeft op de helderheid en voorkomen van vegetatie. Predatie van kreeften ligt hierbij voor de hand. Het idee is dat met intensieve reductievisserij het bestand naar beneden gebracht wordt en dit niveau vervolgens met predatie laag wordt gehouden.

Er zijn verschillende methoden om te berekenen hoeveel kreeften er door predatoren opgegeten moeten worden. Hieronder zijn daarvoor drie verschillende benaderingen uitgewerkt. Elk van deze methoden gaat ervan uit dat bij een dichtheid van 0,9 kreeft/m² een omslag kan plaatsvinden naar de gewenste situatie van helder water begroeid met waterplanten. Dit wordt door ons als de maximale kreeftendichtheid beschouwd waarbij ecosysteemherstel op kan gaan treden. De volgende benaderingen worden besproken:

- Modelberekening op basis van PCDitch;
- Productie van kreeftenbiomassa.

3.3.1.1 Kanttekening vooraf - Predatie niet meteen effectief

In de jaren '80 en '90 van de vorige eeuw is er veel ontwikkelingswerk verricht rond het Actief Biologisch Beheer (ABB) van vis. ABB kent grote gelijkenis met beheersing van rivierkreeften: het ingrijpen middels reductie van een bestand met als doel een ecosysteemshift. In beginsel is heel sterk ingezet op het beheersen van rekrutering van jonge vis na de ingreep (het uitdunnen van de witvispopulatie). Later bleek dit vaak niet nodig, door de ingreep verandert het ecosysteem dusdanig dat er weliswaar aanzienlijke rekrutering van 0⁺ vis op kan treden maar dat dat zelden leidt tot een significante en blijvende toename van de vispopulatie. In de wintermaanden verdwijnt die eerste jaarklasse doorgaans. Een niet geheel begrepen fenomeen waar momenteel

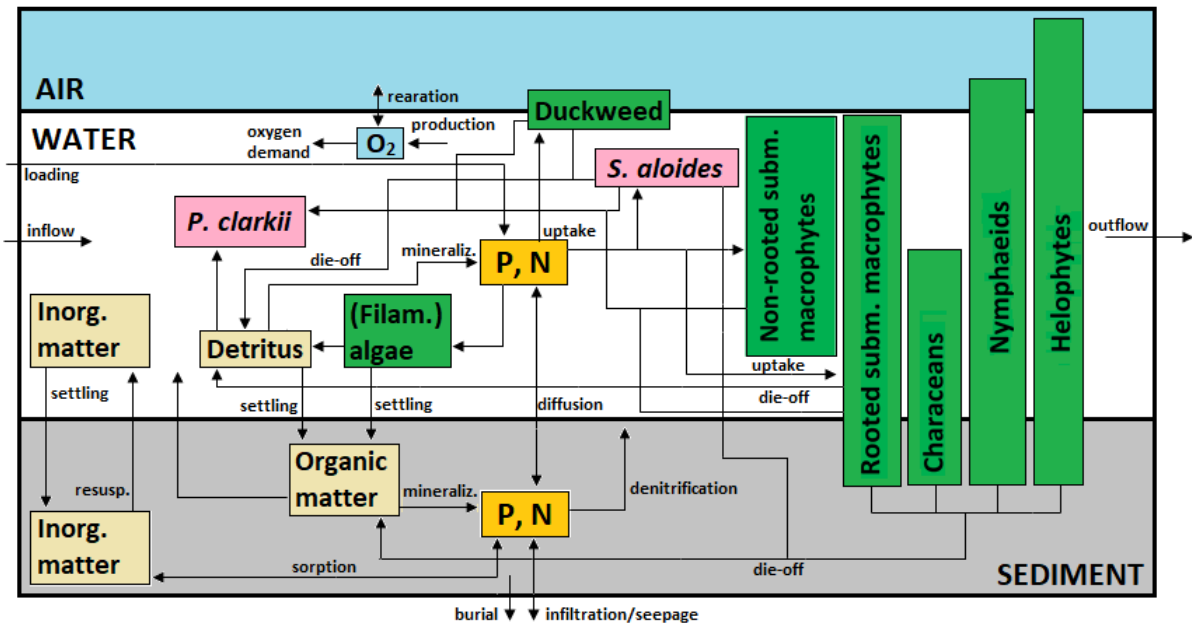
onderzoek naar wordt verricht omdat dat inmiddels ook veel gezien wordt in andere watersystemen waar geen ABB is toegepast. Hoogstwaarschijnlijk is het een voedselkwestie door steeds verder dalende trofiegraad. De visstand lijkt eerder voedsel- dan predatiegestuurd.

De omvang van een onverstoorde kreeftenpopulatie is vrijwel zeker ook gereguleerd door voedselbeschikbaarheid. Daarnaast speelt het habitat ook zeker een rol, maar uit een correlatief onderzoek dat twee jaar geleden is uitgevoerd, is niet heel duidelijk geworden welke habitatgerelateerde factoren de omvang van de populatie kreeften bepalen (Cusell et al. 2020). Ook bij vis zijn uitgegroeide populaties doorgaans voedselgestuurd (waarneming ATKB). Het komt voor dat vispopulaties onderdrukt worden door predatie, maar heel frequent ziet ATKB dat niet bij de vele inventarisaties die zij uitvoeren in het kader van de KRW. In kleine watereenheden komt het wel voor dat aalscholvers een significante invloed uitoefenen, vooral in de winter (vis schoolt in de winter sterk samen en is dan makkelijke prooi voor sociaaljagende aalscholvers die met de zachte winters massaal in Nederland blijven of juist komen).

. Er is vaak nog veel reserveproductie in een kreeftenpopulatie aanwezig dat eerst overwonnen moet worden. Hiermee wordt uitval van jonge en kwetsbare exemplaren bedoeld. Het voedsel dat over blijft doordat zij sterven komt te gunste van andere kreeften. Een deel van de predatie heeft daarmee dus geen effect op de populatieomvang, omdat andere kreeften betere overlevingskansen krijgen of sneller kunnen groeien. Om van een voedselgestuurd systeem tot een predatiegestuurd systeem te komen is doorgaans een flinke omslag nodig. M.a.w. de predatiedruk die hiervoor nodig is, is groot en wordt hierna uitgewerkt.

3.3.1.2 Berekening benodigde predatiedruk met rivierkreeftenmodel in PCDitch

In 2019 is een rivierkreeftenpopulatiemodel ontwikkeld met als doel inzicht te krijgen in de effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op de ontwikkeling en instandhouding van krabbenscheervegetaties (Kanters 2019). Het model werd ingebouwd in het waterkwaliteitsmodel PCDitch, waarbij een nieuwe module is ontwikkeld voor krabbenscheer. In 2020 is dit model vervolgens verder uitgebreid, waarbij (1) effecten van intensief wegvangen van rivierkreeften zijn toegevoegd aan het model en (2) de koppeling van het rivierkreeftenpopulatiemodel met PCDitch is uitgebreid met de reeds in PCDitch aanwezige plantgroepen (Nieuwkamer et al. 2020). Het resultaat is een complex model (Figuur 18) waar een groot aantal relaties in zijn verwerkt. Op deze manier zijn we in staat de effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op de ecologische waterkwaliteit te modelleren.



Figuur 18. Modelstructuur van PCDitch. Bron: Kanters (2019)

Het rivierkreeftenpopulatiemodel is tijdens de studie in 2020 tevens gekalibreerd en gevalideerd met behulp van vangstgegevens uit de Distelvinkplas (Nieuwkamer et al. 2020). Hierbij dient te worden opgemerkt dat het hier gaat om enkel het (niet aan PCDitch gekoppelde) rivierkreeftenpopulatiemodel. De hiervoor benodigde gegevens ontbreken (nog) om het gekoppelde model te kunnen valideren en kalibreren. De resultaten van de kalibratie en validatie zijn beschreven in Bijlage III van (Nieuwkamer et al. 2020). De opbouw van het kreeftenpopulatiemodel is uitgebreid beschreven in Kanters (2019) en (Nieuwkamer et al. 2020). Hieronder wordt nader toegelicht hoe het rivierkreeftenpopulatiemodel is opgebouwd.

Opbouw van het rivierkreeftenpopulatiemodel

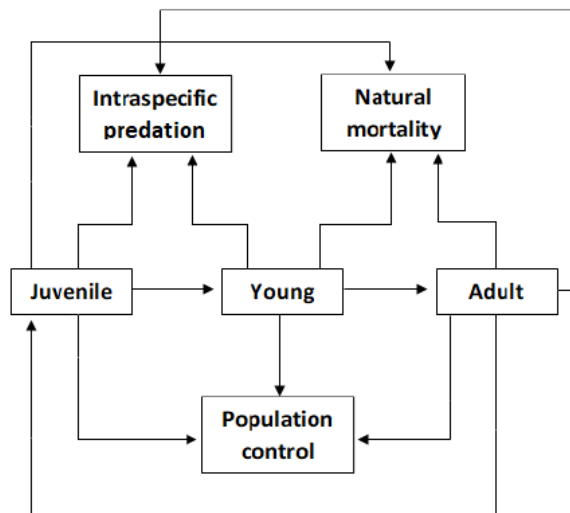
Om de populatiedynamiek van rode Amerikaanse rivierkreeften te modelleren is onderscheid gemaakt in drie leeftijdsklassen: juvenielen, jongen en adulten. De benadering van de populatiedynamiek aan de hand van leeftijdsklassen is gebaseerd op een modelstudie van Martelloni et al. (2012) en op overige literatuur, waarin de rode Amerikaanse rivierkreeft vrijwel altijd in leeftijdsklassen wordt verdeeld om in de betreffende studie onderzochte relaties te beschrijven (o.a. (Oliveira and Fabião 1998, Correia 2003, Scalici et al. 2010)). De leeftijdscategorieën zijn als volgt ingedeeld:

- Juvenielen: Hierbinnen vallen kreeften die niet worden gevangen met kreeftenkorven. Dit zijn kreeftjes met een lengte van minder dan 5 à 6 cm. Doorgaans komt het erop neer dat dit kreeften zijn tot ongeveer 5,5 maand oud;
- Jongen: Tot deze groep behoren kreeften die al wel vangbaar zijn in kreeftenkorven, maar nog niet reproduceren. Doorgaans zijn kreeften in deze groep tussen 5,5 en 9,5 maand oud;
- Adulten: Dit zijn kreeften die gevangen kunnen worden in korven én reproductief actief zijn. Voor deze groep is, gebaseerd op literatuur, aangenomen dat kreeften na circa 9,5 maand kunnen voortplanten (o.a. Romaine and Lutz (1989); Alcorlo et al. (2008)).

Volwassen rivierkreeften zijn in het model de enige leeftijdsklasse die zorgen voor aanwas van juvenielen. Groei van de rivierkreeftenpopulatie is dus afhankelijk van de grootte van de populatie aan volwassen rivierkreeften. Populatiegroei van jonge en volwassen rivierkreeften treedt enkel impliciet op: door het doorschuiven van individuen naar een volgende leeftijdsgroep (Figuur 19).

Sterfte van rivierkreeften treedt op door natuurlijke sterfte, populatiebeheersing (het zogenaamde "afkreeften") en inter- en intraspecifieke predatie. Interspecifieke predatie is toegevoegd als een wiskundige term, waarbij een predatiedruk kan worden opgegeven. Predatiedruk is in het model niet gekoppeld aan soort(groep)en zoals specifieke vissen of macrofauna, maar zit op twee manieren in het model:

- impliciet: dit is de 'standaard' predatiedruk, waarbij je uitgaat van een niet-gemanipuleerd systeem. Dit zit in de natuurlijke mortaliteit.
- expliciet: toegevoegd om effect van verhoogde predatiedruk te modelleren. Dit kan extern worden opgelegd, en wordt niet dynamisch mee gemodelleerd.

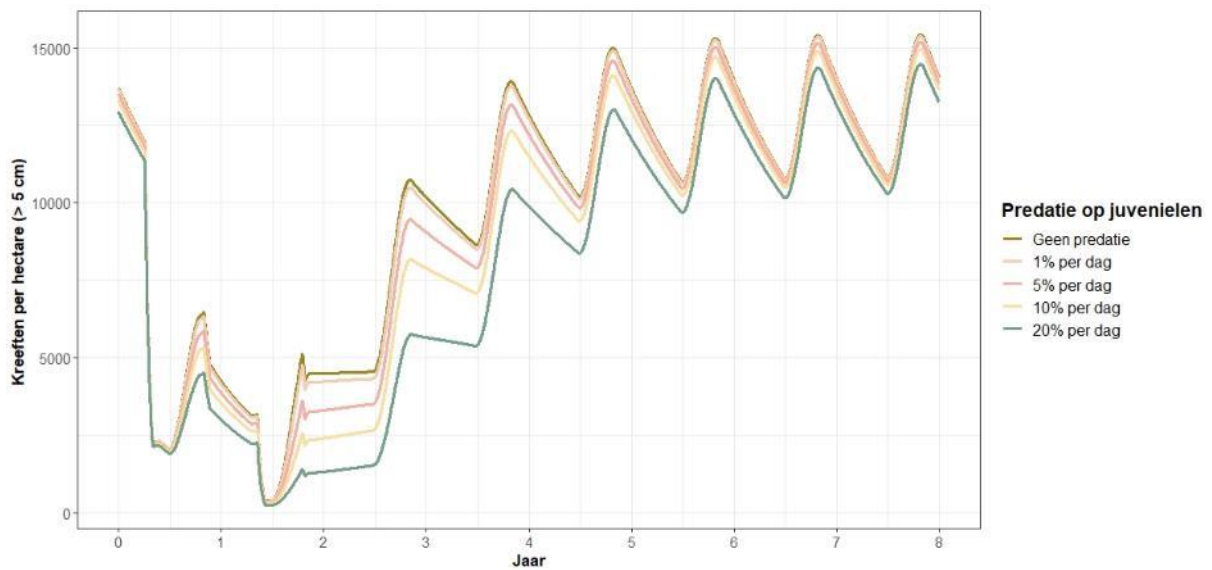


Figuur 19. Schematisatie van de interacties die werken in een rivierkreeftpopulatie. Binnen de term 'natuurlijke sterfte' valt ook interspecifieke predatie. In het aan PCDitch gekoppelde rivierkreeftenmodel is interspecifieke predatie een aparte term waaraan expliciete waarden kunnen worden gehangen voor de verschillende leeftijdsklassen. Uit: Kanters, 2019.

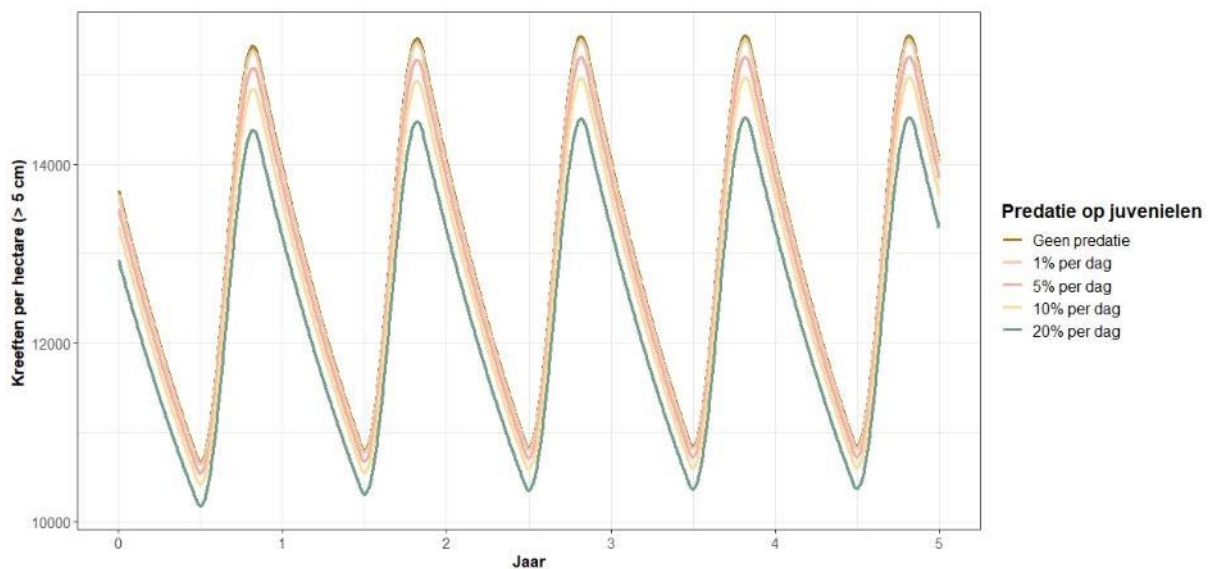
Met behulp van PCDitch is onderzocht welke predatiedruk nodig is om de rivierkreeftenpopulatie dusdanig laag te krijgen en te houden om een stabiel helder systeem met waterplanten te krijgen. Daarbij is uitgegaan van intensief wegvangen van kreeften gedurende 3 jaar tot een initiële populatiereductie van 60% tot een dichtheid van ca. 1 kreeft · m⁻². Bij die dichtheid kan er een omslag plaatsvinden naar helder water met waterplanten. Het rivierkreeftenpopulatiemodel maakt geen onderscheid in verschillende predatoren; er is dus alleen gerekend met een predatiedruk. De vertaling naar (1) predatoren die mogelijk ingezet kunnen worden en (2) de haalbaarheid van de benodigde predatiedruk worden in de daaropvolgende paragrafen behandeld.

Modelberekeningen

Eerdere modelberekeningen laten zien dat predatie van juveniele rivierkreeften ($\leq 5,5$ cm) nauwelijks effect heeft op de totale populatie (Nieuwkamer et al. (2020), Figuur 20 en Figuur 21). Daarbij maakt het niet uit of er eerst via wegvangen een sterke reductie is geweest van de populatie. Reden voor het achterwege blijven van effecten van predatie op juvenielen, is dat de overgebleven juvenielen hierdoor een grotere kans krijgen om te rekruteren in de populatie. Het model laat dus zien dat inzetten op predatoren die zich specialiseren op juveniele kreeften niet veel effect zal sorteren.



Figuur 20. Effect van (verhoogde) interspecifieke predatie op juvenielen (kreeften $\leq 5,5$ cm) in een helder watersysteem waarin is afgevist op de populatie rivierkreeften die $\geq 5,5$ cm groot zijn. Uit: Nieuwkamer et al. (2020).



Figuur 21. Effect van (verhoogde) interspecifieke juvenielpredatie (kreeften $\leq 5,5$ cm) in een helder watersysteem waarin niet is afgevist op de populatie rivierkreeften die $\geq 5,5$ cm groot zijn. Uit: Nieuwkamer et al. (2020).

De grote(re) effecten worden behaald bij de groepen 'jong' en 'adult', met andere woorden: de kreeften groter dan ca. 5,5 cm. Op basis van de uitgevoerde berekeningen lijkt een predatiedruk van 0,175% per dag op kreeften $> 5,5$ cm voldoende om een stabiel helder systeem met een waterplantenbedekking van ca. 50% te krijgen (zie scenario 3 hieronder). Bij een lagere predatiedruk verdwijnt de vegetatie na enkele jaren weer (zie scenario 1). Voorwaarde is wel, dat er eerst intensief wordt afgevangen. Wordt er niet intensief afgevangen, dan is een veel (!) hogere predatiedruk nodig.

Een predatiedruk van 0,175% per dag komt neer op het prederen van 17,5% van de populatie in 100 dagen. Met andere woorden, er zijn circa 588 dagen nodig om de populatie te 'verversen'. Dit gaat om een behoorlijk hoge predatiedruk. NB: het gaat hierbij om kreeften met een lengte groter dan 5,5 cm, niet de juveniele kreeften. Er is hierbij vanuit gegaan dat de predatiedruk niet

afhankelijk is van de lengte van de rivierkreeft (d.w.z. kreeften van 6 cm worden evenveel gepredeerd als kreeften van 13 cm).

Hieronder staan de doorgerekende scenario's toegelicht.

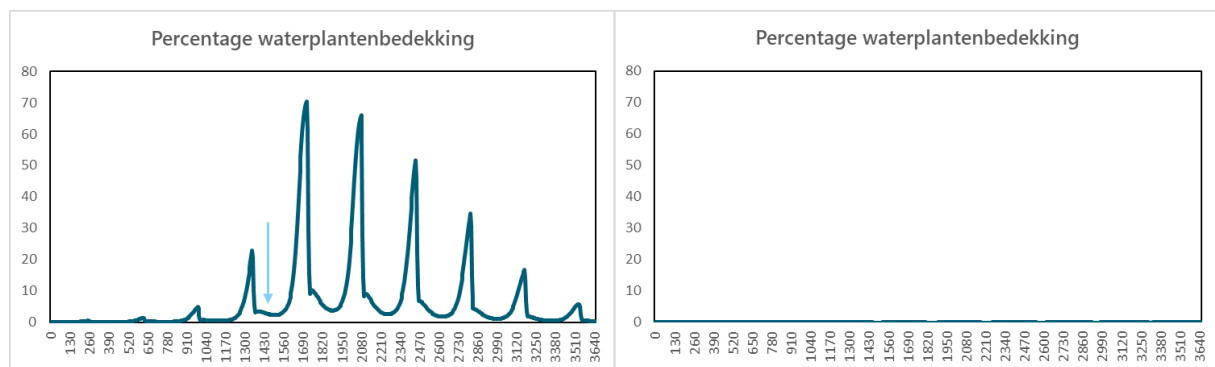
3.3.1.2.1 Scenario 1: predatiedruk 0,125% per dag

De uitgangspunten van Scenario 1 zijn als volgt:

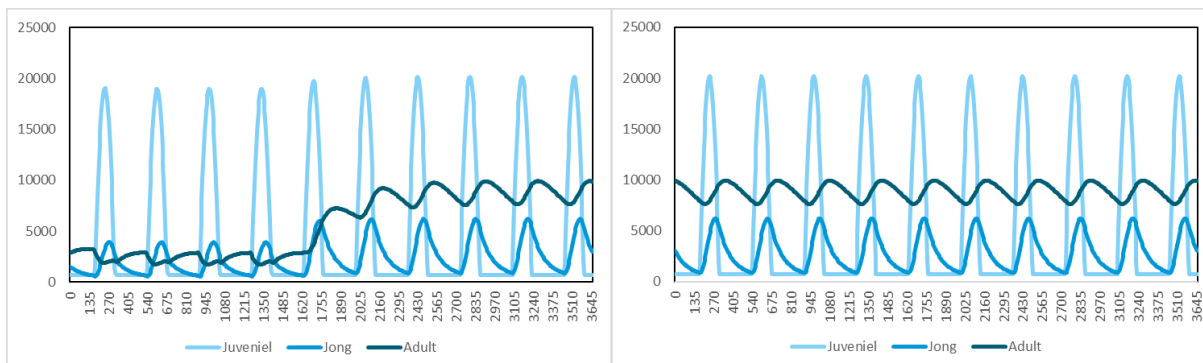
- Predatordruk op juveniele en jonge kreeften: 0,125% per dag
- Predatordruk op volwassen rivierkreeften: 0,125% per dag

De predatiedruk op de populatie is 0,125% per dag. Met andere woorden, in 100 dagen tijd wordt 12,5% van de populatie rivierkreeften gepredeerd. De 'vervangingsstijd' van de populatie komt hiermee op 800 dagen. Wanneer bij deze predatiedruk 10.000 kreeften met een lengte groter dan 5,5 cm aanwezig zijn per hectare, dan worden dagelijks 12,5 rivierkreeften per hectare (groter dan 5,5 cm) gegeten.

De uitkomsten van de modelberekeningen zijn gegeven in Figuur 22. Hieruit blijkt dat de predatiedruk van 0,125% per dag onvoldoende is om de populatie blijvend te onderdrukken, ook wanneer eerst gedurende drie jaar intensief wordt afgekreeft, waarbij een vangstefficiëntie van 60% wordt behaald. In de situatie waarin eerst wordt afgekreeft, keren waterplanten echter wel tijdelijk terug. Circa vijf jaar na het beëindigen van het wegvangen verdwijnen de waterplanten weer, doordat de rivierkreeftenpopulatie opnieuw sterk toeneemt na het wegvangen (Figuur 23). In het scenario waarin niet eerst wordt afgekreeft, komen waterplanten helemaal niet terug (Figuur 22).



Figuur 22. Percentage waterplantenbedekking bij een predatiedruk van 0,125% per dag. Links met intensief wegvangen; Rechts zonder wegvangen. Op de x-as staat de tijd in dagen, op de y-as het bedekkingspercentage met waterplanten. Het model geeft aan dat intensief wegvangen ertoe leidt dat er gedurende enkele jaren een (aanzienlijke) waterplantenbedekking aanwezig is, maar dat deze na enkele jaren weer verdwijnt doordat de rivierkreeftenpopulatie opnieuw sterk toeneemt. De pijl in de bovenste figuur geeft het moment aan waarop wordt gestopt met wegvangen.



Figuur 23. Het aantal juveniele (kreeften < 5,5 cm), jonge (kreeften > 5,5 cm; niet reproducerend) en adulte (kreeften > 5,5 cm, reproducerend) kreeften in de populatie bij een predatiedruk op kreeften > 5,5 cm van 0,125% per dag. In de linker figuur wordt eerst intensief afgekreeft met een vangstefficiëntie van 60%, in de rechter figuur wordt niet afgekreeft.

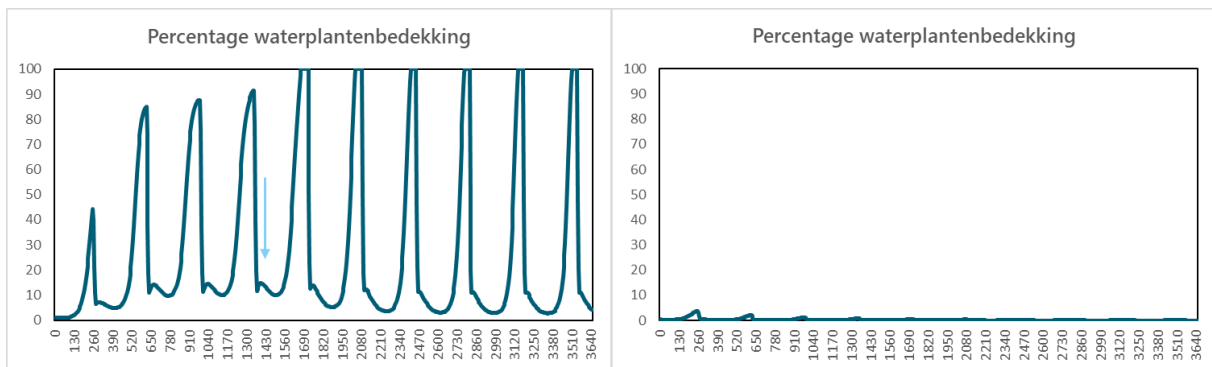
3.3.1.2.2 Scenario 2: predatiedruk 0,250% per dag

De uitgangspunten van Scenario 2 zijn als volgt:

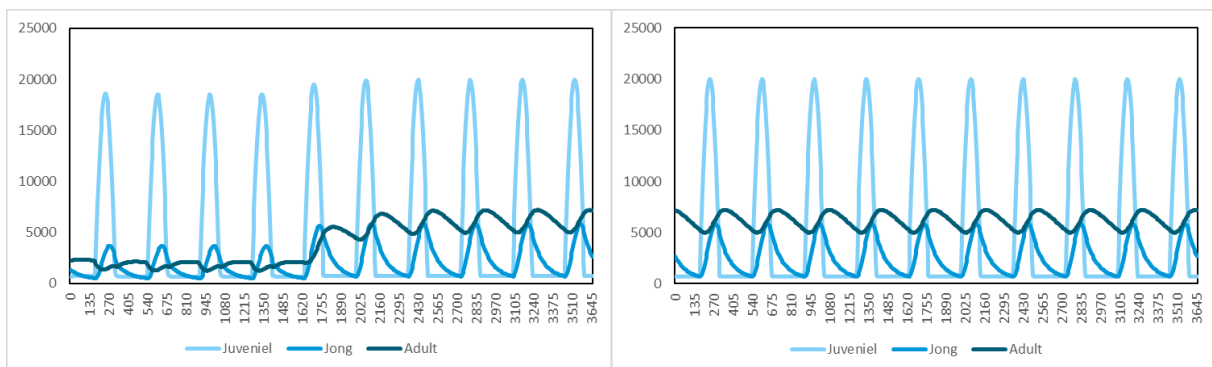
- Predatordruk op juveniele en jonge kreeften: 0,25% per dag
- Predatordruk op volwassen rivierkreeften: 0,25% per dag

De predatiedruk op de populatie is 0,250% per dag. Met andere woorden, in 100 dagen tijd wordt 25% van de populatie rivierkreeften gepredeerd. De 'vervangingstijd' van de populatie komt hiermee op 400 dagen. Wanneer bij deze predatiedruk 10.000 kreeften met een lengte groter dan 5,5 cm aanwezig zijn per hectare, dan worden dagelijks 25 rivierkreeften (groter dan 5,5 cm) gegeten.

De uitkomsten van de modelberekeningen zijn gegeven in Figuur 24. Hieruit blijkt dat een predatiedruk van 0,25% per dag volgens het model voldoende is om de rivierkreeftpopulatie blijvend te onderdrukken zodat er een stabiel helder watersysteem met ondergedoken waterplanten kan ontwikkelen. De voorwaarde hierbij is wel dat er eerst intensief afgekreeft dient te worden (Figuur 24 en Figuur 25). Zonder intensief afvissen is een predatiedruk van 0,25% per dag volgens het model nog onvoldoende om van de Molenpolder een stabiel helder watersysteem met ondergedoken waterplanten te maken. Het afvissen is nodig zodat waterplanten een grotere capaciteit ontwikkelen om in het voorjaar opnieuw uit te groeien.



Figuur 24. Percentage waterplantenbedekking bij een predatiedruk van 0,25% per dag. Op de x-as staat de tijd in dagen, op de y-as het bedekkingspercentage met waterplanten. In de linker figuur wordt eerst intensief weggevangen, in de rechter figuur wordt dit niet gedaan. Het model laat zien dat intensief wegvangen gevolgd door deze hoge predatiedruk leidt ertoe dat de rivierkreeftenpopulatie blijvend onderdrukt kan worden en een stabiel helder systeem met waterplanten kan ontwikkelen. De pijl in de bovenste figuur geeft het moment aan waarop wordt gestopt met wegvangen.



Figuur 25. Het aantal juveniele (kreeften < 5,5 cm), jonge (kreeften > 5,5 cm; niet reproducerend) en adulte (kreeften > 5,5 cm, reproducerend) kreeften in de populatie bij een predatiedruk op kreeften > 5,5 cm van 0,25% per dag. In de bovenste figuur wordt eerst intensief afgekreeft met een vangstefficiëntie van 60%, in de onderste figuur wordt niet afgekreeft.

3.3.1.2.3 Scenario 3: predatiedruk 0,175% per dag

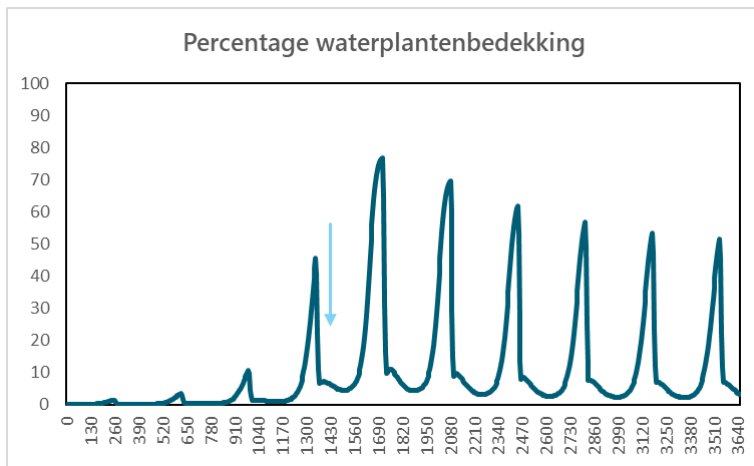
De uitgangspunten van Scenario 3 zijn als volgt:

- Predatordruk op juveniele en jonge kreeften: 0,175% per dag
- Predatordruk op volwassen rivierkreeften: 0,175% per dag

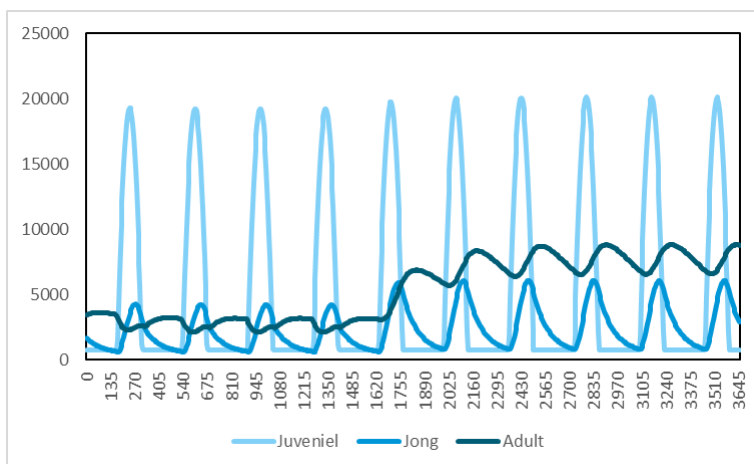
De predatiedruk op de populatie is 0,175% per dag. Met andere woorden, in 100 dagen tijd wordt 17% van de populatie rivierkreeften gepredeerd. De 'vervangingstijd' van de populatie komt hiermee op 588 dagen. Wanneer bij deze predatiedruk 10.000 kreeften met een lengte groter dan 5,5 cm aanwezig zijn per hectare, dan worden dagelijks 17,5 rivierkreeften per hectare (groter dan 5,5 cm) gegeten.

De uitkomsten van de modelberekeningen zijn gegeven in Figuur 26 en Figuur 27. Hieruit blijkt dat een predatiedruk van 0,175% per dag voldoende is om de populatie blijvend te onderdrukken wanneer eerst enkele jaren intensief wordt afgekreeft met een vangstefficiëntie van 60%. De predatiedruk van 0,175% per dag is ongeveer het omslagpunt. Bij een lagere predatiedruk komt de vegetatieontwikkeling weliswaar op gang, maar verdwijnt de vegetatie na enkele jaren weer. Bij een predatiedruk vanaf 0,175% kan de vegetatie zich handhaven en ontstaat een stabiel helder watersysteem. Hierbij geldt wel, dat hoe groter de predatiedruk, hoe groter de vegetatiebedekking (Figuur 24). Daarnaast zit er op de predatiedruk een onzekerheidsmarge,

waardoor een dergelijke predatiedruk in praktijk toch kan betekenen dat het systeem troebel blijft. De modelresultaten moeten daarom met enige voorzichtigheid worden behandeld en geïnterpreteerd.



Figuur 26. Percentage waterplantenbedekking bij een predatiedruk van 0,175% per dag, waarbij eerst enkele jaren intensief wordt afgekreeft. Op de x-as staat de tijd in dagen, op de y-as het bedekkingspercentage met waterplanten. Het model laat zien dat intensief wegvangen gevolgd door deze hoge predatiedruk leidt ertoe dat de rivierkreeftenpopulatie blijvend onderdrukt kan worden en een stabiel helder systeem met waterplanten kan ontwikkelen. Het bedekkingspercentage stabiliseert op ca. 55% vegetatiebedekking. De pijl in de figuur geeft het moment aan waarop wordt gestopt met wegvangen.



Figuur 27. Het aantal juveniele (kreeften < 5,5 cm), jonge (kreeften > 5,5 cm; niet reproducerend) en adulte (kreeften > 5,5 cm, reproducerend) kreeften in de populatie bij een predatiedruk op kreeften > 5,5 cm van 0,175% per dag. In de figuur wordt eerst intensief afgekreeft met een vangstefficiëntie van 60%.

3.3.1.2.4 Scenario 4: afkreeften met een hogere efficiëntie

In onderstaande scenario's is gerekend met een vangstefficiëntie van 60%, omdat dit de vangstefficiëntie is die momenteel ongeveer behaald wordt in de Molenpolder. Dit betreft een eenmalige ingreep. Er is echter ook in PCDitch doorgerekend wat de effecten op de ontwikkeling van een stabiel helder watersysteem zijn, wanneer de vangstefficiëntie hoger ligt.

Hieruit blijkt dat:

- een hogere vangstefficiëntie nauwelijks effect heeft op de predatiedruk waarbij een stabiel helder systeem met waterplanten kan ontwikkelen;
- een hogere vangstefficiëntie ertoe leidt dat de waterplantenbedekking kort na het afvangen hoger is. Waar de vegetatiebedekking bij een predatiedruk van 0,17% kort na afvangen met een efficiëntie van 60% bijvoorbeeld maximaal 80% is, is de vegetatiebedekking bij dezelfde predatiedruk en een vangstefficiëntie van 80% maximaal 100%;
- een hogere vangstefficiëntie er niet toe leidt dat de vegetatie langer aanwezig blijft (wanneer men de benodigde predatiedruk niet behaalt). Dit komt doordat waterplanten in het najaar allemaal verdwijnen en dan in het voorjaar vanuit overwinterende zaden, knoppen, wortels en kleine fragmenten plantmateriaal weer moeten opkomen. Hierdoor is er nauwelijks voordeel meer van een hogere vegetatiebedekking in het jaar ervoor;
- het systeem na beëindiging van het afkreeften en zonder aanvullende maatregelen even snel weer 'terugschiet' naar de oorspronkelijke kreeftendichtheid bij een vangstefficiëntie van 80% als een vangstefficiëntie van 60%. Dit komt doordat de rivierkreeftenpopulatie voornamelijk wordt gestuurd door rivierkreeften zelf, en (veel) minder door externe factoren. Bij een vangstefficiëntie van 80% zit de populatie verder onder de draagkracht van de populatie, waardoor de groeisnelheid hoger is dan bij 60%. Het netto effect is, dat de populaties ongeveer even snel weer op draagkrachtniveau zitten.
- een vangefficiëntie van minder dan 60% is niet wenselijk omdat deze eenmalige ingreep noodzakelijk is om van troebel naar helder te gaan en plantengroei mogelijk te maken.

3.3.1.3 Productie van de kreeftenpopulatie

In het actief biologisch beheer wordt gewerkt met productie/biomassa-ratio's (P/B) van soorten om te kunnen berekenen wat de aanwas van een populatie is op jaarbasis. Naar alle waarschijnlijkheid is de P/B ratio van rivierkreeften hoog vanwege de relatief korte levenscyclus. We schatten deze nu op 0,8. Bij vissen ligt deze aanzienlijk lager (zie paragraaf 3.3.3.2). Geschatte kreeftpopulatie in de Molenpolder voorafgaand aan afvissen is ongeveer 400 kg/ha. Met het wegvangen van de kreeften wordt een reductie van ca. 60% nagestreefd, een kreeftenbestand van 160 kg/ha. Een uitgedund bestand betekent een productie van $(160 \times 0,8 =) 128$ kg/ha. Hierbij dient opgemerkt te worden dat bij een sterk uitgedund bestand de intraspecifieke concurrentie verminderd is, waardoor de natuurlijke mortaliteit lager zal zijn. De productie kan hierdoor hoger zijn dan de berekende 128 kg/ha.

3.3.2 Wat zijn relevante predatoren

Predatorsoorten van rivierkreeften zijn in te delen in vier groepen: vissen, vogels, zoogdieren en macrofauna. Macrofauna speelt mogelijk uitsluitend een rol in de predatie van hele kleine rivierkreeften. De andere groepen eten ook de grotere exemplaren. Hieronder wordt voor elk van de groepen beschreven welke soorten (potentiële) predatoren van exotische rivierkreeften zijn.

3.3.2.1 Vissen

In de Verenigde Staten is gebruikgemaakt van inheemse vissen om populaties invasieve rivierkreeften te bestrijden in geïsoleerde wateren. Zo werd forelbaars (*Micropterus salmoides*) gebruikt om de calicotrivierkreeft (*Faxonius immunis*) te bestrijden en deze aanpak resulteerde uiteindelijk in een grotere vermindering van de rivierkreeftpopulaties dan het vangen met vallen (Rach and Bills 1989). In een andere studie, uitgevoerd in een meer (Sparkling Lake) in de Verenigde Staten, werden vallen geplaatst voor de vangst van de roestbruine Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius rusticus*) gedurende vier opeenvolgende jaren (2001-2005). Intensieve vangst van rivierkreeft vangst in combinatie met de introductie van zonnebaars (*Lepomis spec*), rotsbaars (*Ambloplites rupestris*) en kleinbekbaars (*Micropterus dolomieu*) resulteerde in een vermindering van 95% van de kreeftenvangsten (Hein et al. 2006, Hein et al. 2007). Tussen 2005 en 2008 is nog afgekreeft en tussen 2008 en 2012 heeft enkel monitoring plaatsgevonden. Het onderzoek laat zien dat na vier jaar zonder afkreeften de rivierkreeftdichtheid nog steeds met 99% was afgenomen ten aanzien van 2008, als gevolg van de natuurlijke onderdrukking door kreeftenprederende vissen (Hansen et al. 2013). Het habitat van deze meren verschilde wel sterk van de Molenpolder, vooral wat oever: open water verhouding betreft.

In Spanje en Portugal is vastgesteld dat rivierkreeften de belangrijkste voedselbron van Europese meerval vormden, zowel in rivieren als in meren (Carol Bruguera 2007, Carol et al. 2009, Ferreira et al. 2019). Ook voor snoek kan rivierkreeft de belangrijkste voedselbron vormen (Elvira et al. 1996, Flinders and Bonar 2008, Musseau et al. 2015).

Vissoorten die in de Molenpolder een mogelijke rol kunnen spelen door predatie op rivierkreeften zijn paling, snoek, baars en Europese meerval (Söderbäck 1994, Blake and Hart 1995, Elvira et al. 1996, Neveu 2001, Czarnecki et al. 2003, Carol et al. 2009, Copp et al. 2009, Dörner et al. 2009, Aquiloni et al. 2010, Gherardi et al. 2011, Reynolds 2011, Musseau et al. 2015, Claus et al. 2021). Mogelijk is ook kwabaal een geschikte kreeftenpredator maar deze soort laten we buiten beschouwing gezien de zeldzaamheid en de kritische eisen die de soort stelt aan de omgeving. Snoekbaars zou op de korte termijn, zolang het water nog niet geheel helder is, kunnen helpen bij het reduceren van het aantal kreeften. Echter zodra het water helder wordt, zullen ze bij gebrek aan troebel water sterven van stress. Daarmee is deze soort niet geschikt als predator in de ondiepe wateren als de Molenpolder. In diepere wateren waar troebelheid een minder grote rol speelt zou de soort wel een rol kunnen spelen in de predatie van kreeften in het open water (Neveu 2001), waar de soort zich bij voorkeur ophoudt.

3.3.2.1.1 Snoek

Snoek eet naast vis ook rivierkreeft en kan een belangrijke predator zijn. Elvira et al. (1996) beschrijft een aandeel van 70% kreeften in het dieet van snoek. De mate van kreeftenconsumptie is sterk afhankelijk van de beschikbaarheid van verschillende prooien (Flinders and Bonar 2008). Door de snelle groei heeft de soort een relatief hoge energiebehoefte en eetlust wat vooral geldt voor de wat kleinere snoeken die nog sterk in de groei zijn. Dat is gunstig voor zijn inzet als kreeftenpredator.

Snoeken stellen behoorlijk strenge eisen aan hun leefomgeving. Ze gebruiken verschillende habitats voor voortplanting, opgroeien en overwintering. Het betreft ondergelopen graslanden, flauwe oevers, rietkragen en ondergedoken waterplanten. De beschikbaarheid van deze habitats is bepalend hoeveel snoeken er in een gebied kunnen leven. Voor een goede snoekenstand is een hoge plantenbedekking essentieel. Omdat het verschillende type begroeiingen betreft, worden deze uitgebreid besproken in paragraaf 3.4.1. De soort is zeer territoriaal en bovendien kannibalistisch. Hierdoor kennen snoekenpopulaties een sterke mate van zelfregulatie: indien er teveel zijn dan zorgen de oudere dieren er snel voor dat het aantal jongere beesten wordt teruggebracht. Daar staat tegenover dat snoeken een groot voortplantingsvermogen hebben (20.000 eieren per kilogram lichaamsgewicht (De Laak and Van Emmerik 2006) en snel kunnen groeien. Als de omstandigheden verbeteren en de draagkracht van een gebied toeneemt, dan kan de populatie aan kreeftende snoeken snel groter worden, binnen een jaar.

Molenpolder

In de Molenpolder is de huidige stand: Snoek circa 24 kg/ha. Echter met de juiste ontwikkeling van onderwaterplanten kan de draagkracht van het gebied worden vergroot naar circa 40 kg/ha, waardes die in omringende vergelijkbare gebieden gehaald worden.

3.3.2.1.2 Paling

Paling eet kreeften vanaf een lengte van ca. 30 cm kreeften, maar is geen vissoort die veel volwassen kreeften zal kunnen eten. Paling zal zich waarschijnlijk richten op kreeften < 7 cm. Dat is wel een categorie met grote flexibiliteit in groei en overleving. De vraag is dan ook of predatie van de jongste categorie effectief is. Op basis van eerdere berekeningen met het rivierkreeftenpopulatiemodel (zie paragraaf 3.3.1.2) lijkt predatie van jonge dieren geen significant effect op de populatie te hebben. Of dat in de praktijk ook echt zo is, is moeilijk te zeggen.

Tot wel 60% van het palingdieet kan uit kreeften bestaan (Musseau et al. 2015). Paling groeit langzaam en zal daarom waarschijnlijk op korte termijn minder bijdragen aan kreeftenonderdrukking dan andere soorten. Op de lange termijn is dit echter wel wenselijk, aangezien omdat de uitgezette paling jarenlang (tientallen jaren) bijdraagt aan kreeftenonderdrukking en de dieren ook meer zullen gaan eten naarmate ze groter worden. Paling stelt weinig eisen aan het leefgebied, maar is slecht in staat het gebied te bereiken en te verlaten. De soort laat zich wel gemakkelijk uitzetten en kan bij beroepsvissers verkregen worden, hiermee worden de dieren gespaard van consumptie. Bovendien is de soort niet kannibalistisch of territoriaal.

Molenpolder

De huidige palingstand in de Molenpolder is laag. Wel zwemmen er al enkele (waarschijnlijk tientallen jaren) oude dikke palingen rond in het gebied.

Het niet geheel duidelijk wat we kunnen verwachten van palingstand in laagveenplassen aangezien het lastig is absolute dichtheden te bepalen. Uit enkele ondiepe meren met zachte bodem worden dichtheden van gemiddeld 32,5 kg/ha gemeld (Carss et al. 1999). Breteler et al. (1990) voerden experimenten uit in vijvers met dichtheden van 10-60 kg/ha. De grootste opbrengsten traden op bij een biomassa van 20-40 kg/ha. Bij een bezetting van 60 kg/ha werd een afname in biomassa waargenomen. Dekker (2007) schat de productie van aal in kleine wateren op basis van commerciële vangsten op 10-16 kg/ha. Bij een veronderstelde PB ratio van

0,2 zou dit een bestand van 50 – 80 kg/ha betekenen. Overigens worden in rivieren regelmatig dichtheden waargenomen tot 100 kg/ha (Acou et al. 2011).

Voor de Molenpolder lijkt een bestand van 40 kg/ha een geschikte bezetting. Wanneer paling ingezet wordt als predator is een iets hogere bezetting, bijv. 50 kg/ha wellicht wenselijker om snel effect te creëren. Een lagere bezetting heeft tijd nodig om naar een maximum bestand te groeien, tijd die er feitelijk niet is. Een hoge bezetting kan ook prima aangezien de dieren niet agressief zijn richting elkaar. Daarnaast gaan we er van uit dat voedsel in de vorm van kleine kreeften in overvloed aanwezig is.

3.3.2.1.3 Meerval

Meerval als kreeftenjager

De Europese meerval is een zeer opportunistische roofvis. Het dieet van de soort bestaat hoofdzakelijk uit de meest abundante soorten uit een ecosysteem (Vejřík et al. 2017, Claus et al. 2021). Ongewervelde bodembewonende dieren vormen een belangrijk deel van het dieet en evenals rivierkreeften (Aquiloni et al. 2010), is Europese meerval een nachtactieve jager (Vejřík et al. 2017). Er zijn diverse studies uitgevoerd die hebben aangetoond dat rivierkreeften een belangrijk deel van het dieet kunnen uitmaken (Czarnecki et al. 2003, Carol et al. 2009, Copp et al. 2009, Syväranta et al. 2009, Vejřík et al. 2017, Ferreira et al. 2019). De opkomst van Europese meerval in de Rijn heeft een waarschijnlijk een effect gehad op de afname van de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft in deze rivier (Kiekhäfer (2002) in Czarnecki et al. (2003)).

Vejřík et al. (2017) toonden gevlekte Amerikaanse rivierkreeft in de maag van Europese meervallen aan tijdens een onderzoek in Tsjechië en concluderen dat de soort een zeer opportunistische predator is die zichzelf snel aanpast aan het voedselaanbod. In een Poolse studie is de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft in 51% (n=23) in de magen van Europese meerval aangetroffen (Czarnecki et al. 2003). De rode Amerikaanse rivierkreeft vormde in het Ebro-reservoir het belangrijkste voedsel van Europese meervallen (Carol et al. 2009). Van exemplaren >30 cm vormde de rode Amerikaanse rivierkreeft meer dan 60% van de biomassa die de meervallen aten. Ook is in een Portugese studie geconcludeerd dat rivierkreeften de belangrijkste voedselbron waren van Europese meervallen in een geïsoleerd water (Ferreira et al. 2019).

De voedselbehoefte van een Europese meerval in Nederland is berekend op gemiddeld 28 kg/ha/jaar vis, met minimaal 9,1 kg/ha/jaar en maximaal 86,6 kg/ha/jaar (Claus et al. 2021). Hierbij is de meervaldichtheid van 1,8 individuen per hectare (met een biomassa van 5,8 kg/ha) in de Westeinderplassen aangehouden. Gezien de lagere energieopbrengst van rivierkreeften vergeleken met vis (1:1,4 ; zie tabel B1 in Hansen et al. (2013)), is de voedselbehoefte van Europese meerval aan rivierkreeft hoogstwaarschijnlijk hoger dan 28 kg/ha/jaar of 1037 kreeften/ha/jaar (2,8 kreeften/ha/dag).

Europese meerval in Nederland

De Europese meerval is een van de grootste zoetwatervissen van Europa. De soort is sinds het afgelopen twee decennia in Nederland met een opmars bezig (Claus et al. 2021). Tegenwoordig komt de soort voor in alle grote rivieren en het IJsselmeergebied. Daarbuiten wordt de soort ook aangetroffen, doch in mindere, maar wel in toenemende, mate. De verwachting is dat de verspreiding verder zal toenemen en de gebieden rond de Molenpolder, en wellicht ook de Molenpolder zelf, zal bereiken. Op het moment is de meerval nog niet in de Molenpolder aanwezig. De opmars in landelijke verspreiding en aantal zou volgens Claus et al. (2021) kunnen worden verklaard door een combinatie van vier factoren: 1) uitzettingen en ontsnappingen, 2)

ecologische herstelmaatregelen zoals connectiviteit van wateren vergroten en herstel van natuurvriendelijke oevers en habitatstructuren, 3) toename van waterplanten door de verbeterde waterkwaliteit en 4) een toename van de watertemperatuur.

Het habitatgebruik van de Europese meerval is gedetailleerd uiteengezet door Claus et al. (2021). Hier wordt een beknopte samenvatting van deze uiteenzetting beschreven. De Europese meerval komt hoofdzakelijk voor in de grotere rivieren en meren. Eutrofiering en troebel water, evenals water met een laag zuurstofgehalte, is voor de soort geen probleem. De soort is nachtactief, overdag verblijft het dier in een schuilplaats die het in de schemer verlaat om te gaan jagen. Schuilplaatsen betreffen overhangende bomen, dichte watervegetatie, diepe kuilen en oeverholten. Over de paai in Nederland is nog veel onduidelijk, al maakt het feit dat juveniele meervallen worden aangetroffen in zijbeken van de grote rivieren het aannemelijk dat er wel voortplanting plaatsvindt.

Uitzet van Europese meerval in Natura 2000-gebied

Uit bovenstaande studies blijkt dat meerval in korte tijd zeer veel kreeften kan consumeren. Bovendien kan de meerval een positieve bijdrage leveren aan natuurlijke bestrijding van deze exoten en daarmee ook aan beleidsdoelen die geformuleerd zijn door Kaderrichtlijn Water (KRW) en Natura 2000 (Copp et al. 2009). Echter het dieet van de soort is breder dan alleen rivierkreeften en omvat het veel vis maar van grotere exemplaren sporadisch ook watervogels (evenals snoek, die ook jonge watervogels eet).

De Europese meerval vis een vissoort welke in bijlage 1 van de Uitvoeringsregeling visserij is opgenomen, waarbij een jaarrond verbod op de visserij van de soort geldt. Gerichte visserij op de soort is daarmee niet zomaar mogelijk. Bij het bevoegd gezag Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO) is nagevraagd of er een mogelijkheid bestaat dat ontheffing verleend wordt om Europese meerval uit te zetten als natuurlijke rivierkreeftbestrijder. RVO geeft aan dat er mogelijkheden zijn voor het verlenen van een ontheffing in het kader van het voorgaande. Hiervoor is een goed wetenschappelijk onderbouwd onderzoeksplan noodzakelijk. De populaties meerval in Nederland zijn wel in opmars, maar nog steeds kwetsbaar. Het effect van uitzet in een gebied waar de soort van nature (nog) niet voorkomt moet ook worden meegewogen. Hierbij dienen natuurbelangen in acht worden genomen, zoals de potentiële ecologische effecten van de introductie van nieuwe soorten binnen een (natuur)gebied. De Molenpolder is onderdeel van het Natura 2000-gebied de Oostelijke Vechtplassen. Het gebied is onder andere aangewezen voor enkele vissoorten (bittervoorn, kleine en grote modderkruiper, rivierdonderpad) waarvan de laatstgenoemde soort waarschijnlijk niet al meer aanwezig is. Het uitzetten van meerval in de Molenpolder kent waarschijnlijk voordelen, maar mogelijk ook nadelen en risico's. In de huidige (kreeftengedomineerde) vegetatiearme en troebele toestand is het zo dat de habitat voor de aangewezen soorten zeer slecht te noemen is. Bittervoorn en kleine modderkruiper prefereren helder water met een goed ontwikkelde ondergedoken watervegetatie waar de soorten vaak samen voorkomen. Daarentegen komt de grote modderkruiper voor in delen van het systeem waar verlandingsprocessen optreden, in de ondiepe moerasachtige oeverzones. Vraat en graafgedrag van rivierkreeften heeft een dusdanig negatief effect op de geprefereerde habitat van de aangewezen vissoorten dat kan worden verwacht dat populaties geheel zullen instorten wanneer er geen habitattherstel plaatsvindt. Gezien de opportunistische levenswijze is het niet uit te sluiten dat uitgezette meervallen ook een bittervoorn of kleiner modderkruiper prederen, maar dit zullen ze pas doen wanneer er veel exemplaren van deze soorten aanwezig zijn. Predatie van grote modderkruiper wordt minder aannemelijk geacht, aangezien meervallen zich waarschijnlijk

niet begeven tot de zeer ondiepe verlandende oeverzones waarin grote modderkruipers zich tussen de modder en compacte vegetatie begeven.

In de huidige situatie is het zo dat de duurzame staat van instandhouding van de aangewezen vissoorten sterk in gevaar is en er een groot risico bestaat dat populaties op den duur verdwijnen. Ingeschat wordt dat de mogelijke negatieve neveneffecten van de uitzet van meerval voor het ecosysteem niet opwegen tegen de baten, namelijk een permanente predatiedruk op kreeften waardoor het systeem zich kan herstellen naar een permanent heldere situatie ten gunste van de aangewezen vissoorten. Dat er naar verwachting mogelijk predatie van beschermde soorten op termijn zal plaatsvinden, zal eerder een duiding zijn van dat het dan goed gaat met de soorten dan dat het een gevaar voor de duurzame staat van instandhouding zal vormen.

De meerval is geen beschermde soort volgens de Wet natuurbescherming en is daarmee uitgezonderd van het uitzetverbod voor dieren. De natuurbelangen dienen bij een eventueel ontheffingsverzoek Visserijwet te worden meegewogen. Mogelijk heeft daarnaast de Provincie Utrecht een bevoegdheid ten aanzien van de introductie van deze nieuwe soort in het natuurgebied in het kader van Natura 2000; hiervoor is reeds contact opgenomen met de Provincie. RVO staat niet onwelwillend tegenover het afgeven van een ontheffen, mits dat er een goede onderbouwing geven wordt (zie bijlage voor de gevraagde informatie).

Molenpolder

Meerval stelt voor zover bekend is uit de literatuur, relatief weinig eisen aan de leefomgeving. Door de auteurs wordt ingeschat dat de Molenpolder potentieel geschikt leefgebied voor de soort is. Meerval komt niet voor in de Molenpolder en kan het gebied op het ogenblik ook niet op eigen kracht bereiken. Gezien het generalistische dieet van de soort bestaat de mogelijkheid dat niet alleen kreeften gepredeerd worden maar ook vissen en in een uitzonderlijk geval een watervogel. De Molenpolder is als Natura 2000-gebied aangewezen voor bittervoorn, kleine modderkruiper, grote modderkruiper en rivierdonderpad. Van deze soorten komen alleen de kleine modderkruiper en de bittervoorn nog in het gebied voor, de laatste alleen in lage dichtheden. Aan het uitzetten van meerval kleven enige onzekerheden over of de soort zich goed zal aarden in het gebied alsmede of er predatiedruk is op beschermde soorten wanneer de kwaliteit van het gebied is hersteld. De mening van de auteurs is dat de meerval in potentie een essentiële predatiedrukfactor op de rivierkreeften zal vormen. Zelfs is het zo dat zonder uitzet van meerval het de vraag is of er voldoende predatiedruk kan worden gerealiseerd dat de omslag naar helder en plantenrijk water een realistisch scenario is (zie paragraaf 3.3.4). Hiermee draagt de meerval bij aan het herstel en totstandkoming van geschikt habitat voor de aangewezen Natura 2000 Habitatrichtlijnsoorten. De risico's van het uitzetten van meerval zijn daarmee relatief klein, omdat beschermde soorten in de huidige situatie al nauwelijks aanwezig zijn. Het is niet bekend hoe de meerval zich gaat gedragen wanneer kreeftenaantallen zijn gedaald, het water helder is geworden, planten zijn toegenomen en kenmerkende fauna zich gaat herstellen. Ongetwijfeld zullen zo nu en dan habitat- en vogelsrichtlijnsoorten worden gepredeerd door de meerval. Maar hoe dat voor deze soorten doorwerkt op populatieniveau is niet bekend. Monitoring zal daar meer inzicht in moeten geven, indien nodig opgevolgd door maatregelen, zoals het periodiek uitdunnen van het meervalbestand.

3.3.2.1.4 Baars

Grote individuen (> 18 cm) eten zowel vis als rivierkreeft. De kleine baarzen eten vooral kleine ongewervelden. Blake and Hart (1995) gebruikten in experimenten baarzen van 13-19 cm, welke

bijna net zoveel kreeften aten als twee keer zo grote palingen. Het huidige baars-bestand in de Molenpolder bestaat uit kleine dieren, de meeste onder de 15 cm. In 2015 zag de baarsenstand er iets beter uit. Overigens worden veel baarsenpopulaties in Nederland gedomineerd door kleine dieren. Mogelijk is dit een effect van klimaatverandering. De wateren met flinke bestanden grote piscivore baarsen worden namelijk in toenemende mate verder noordelijk aangetroffen. Verwachting is dan ook dat baars geen grote rol zal spelen in de regulatie van kreeftenaantallen in de Molenpolder.

Molenpolder

Huidige baarsenstand bedroeg in 2021 8,3 kg/ha, waarvan slechts 0,8 kg/ha bestond uit dieren groter dan 15 cm.

3.3.2.1.5 Snoekbaars

Snoekbaars predeert in experimentele setting op rivierkreeften, zij het dat vooral de kleinere exemplaren worden gegeten (Neveu 2001). Het is niet bekend in hoeverre de soort ook onder natuurlijke omstandigheden rivierkreeften eet. Snoekbaars gedijt in troebel water of in diepe heldere wateren. In helder ondiep water ervaart de soort veel stress en kan hij zich niet handhaven. De mogelijkheden voor inzet van deze soort zijn daarmee beperkt. Ruimtelijk heeft de snoekbaars een andere niche dan snoek, namelijk meer in het open water. Dat is gunstig om de predatiedruk op de kreeften meer ruimtelijk te verdelen. Kanttekening is wel dat zeker in wateren met weinig vegetatie de meeste kreeften zich langs de oevers bevinden.

Molenpolder

In laagveenwateren zijn geen goed habitat voor snoekbaars. In sommige plassen met een slechte waterkwaliteit/troebel water wordt een snoekbaarspopulatie aangetroffen van 5 - 15 kg/ha. Anno 2021 en 2022 zijn slechts een tiental eerstejaars dieren gevangen, vooral ter hoogte van het waterinlaatpunt. Meerjarige dieren worden nimmer waargenomen. Daaruit blijkt dat de leefcondities in de Molenpolder ongeschikt zijn.

3.3.2.1.6 Andere vissoorten

Andere soorten vissen, dan de hierboven beschreven soorten, zullen ook in meer of mindere mate zich te goed doen aan kreeften. De meeste vissen zijn echter klein en zullen vooral kleine kreeften eten. Verwachting is dat dit op populatieniveau niet veel uit zal maken, aangezien sterfte van jonge kreeften snel wordt gecompenseerd door een betere prestatie van de overgebleven dieren.

Een grotere soort die mogelijk wel een rol kan spelen als predator is de kwabaal. Deze soort is landelijk echter erg zeldzaam en het is niet mogelijk om maatregelen te treffen die leiden tot aantallen die een significante rol kunnen spelen in het beheer van rivierkreeften.

Molenpolder

Diverse kleine soorten (pos, marm grondel, kleine modderkruiper) komen voor in het gebied. Hun rol bij de predatie op kreeftenbroed is vermoedelijk gering.

Kwabaal komt niet in de Molenpolder voor. Introductie van deze soort is complex omdat er een genetisch geïsoleerde populatie in de Vinkeveense Plassen voorkomt, waarvan niet duidelijk is of het wenselijk is dat deze zich zou mengen met kwabalen met een andere herkomst. Ook is er waarschijnlijk niet voldoende tot zelfs geen voortplantingsgebied (overstromingsvlakte die 's winters onder water staan) in de Molenpolder aanwezig voor de soort om een populatie op te kunnen bouwen. Daarmee lijkt uitzet van deze soort geen voor de hand liggende maatregel.



Figuur 28. Futen eten volwassen rivierkreeften wanneer deze vervellen.

3.3.2.2 Vogels

Relevante watervogels die rivierkreeften prederen zijn reigers, ooievaars, duikers en futen (Meyburg et al. 2018).

De fuut is een belangrijke predator van rivierkreeften. Uit observaties van Bram Koese in de Nieuwkoopse plassen is gebleken dat een enkele fuut ongeveer 8 uur per dag foerageert en in die tijd ongeveer elke 10 minuten een prooi vangt. Gedurende de mei/juni/augustus vangen de futen veel kreeften, omdat deze dan aan het vervellen zijn en een zacht pantser hebben. Het percentage rivierkreeften in het dieet van de fuut op basis van waargenomen prooien loopt in deze tijd uiteen van 6% tot 32%. Afwezigheid van futen en het wegvallen van kreeften in het dieet buiten de broedtijd, leidt tot een jaargemiddelde van ca. 10% kreeften in het dieet. De optimale dichtheid van futen ligt iets hoger dan één fuut per ha. Predatiedruk van fuut op rivierkreeft komt daarmee uit op ongeveer $(8 \times 6 \times 365 \times 0.1 \times 1,1 =) 1900$ kreeften/ha/jr.

Verder zijn geen gekwantificeerde data over kreeftenpredatie door vogels gevonden. Wel is in een Portugese studie vastgesteld dat rode Amerikaanse rivierkreeft 67% van het dieet uitmaakt van ooievaar en 21% van blauwe reiger (Correia 2001).

Bovendien eet aalscholver ook regelmatig rivierkreeften, maar kwantitatieve data hierover ontbreken.

Molenpolder

Het aantal broedpaar fuut in de Molenpolder (ten oosten van de Nedereindsevaart) is geschat op circa 6 (zie o.a. Heunks (2017)). Dit komt overeen met circa 1 paar op ruim 8 hectare. Vlug (2021) beschrijft dat een territorium van 1 hectare of kleiner vaak al voldoende voedsel en structuur biedt voor een succesvol broedsel, maar dat futen indien mogelijk een territorium tot 10 hectare kunnen verdedigen. Gezien het sterk gecompartmenteerde karakter van de waterpartijen in de Molenpolder is het onwaarschijnlijk dat futen er in de Molenpolder dergelijke grote territoria op

na houden. Door bepaalde 'compartimenten' aantrekkelijker te maken, bijvoorbeeld door nestgelegenheid aan te bieden, kunnen mogelijk meer paren fuut worden aangetrokken. Aalscholvers broeden niet in het gebied, maar er worden regelmatig 10-20 foeragerende dieren aangetroffen. Ook door de kreeftenvissers wordt regelmatig een individueel vissende aalscholver in het gebied waargenomen maar zeker niet heel veel. Kennelijk is de rijke populatie kreeften geen reden om specifiek de Molenpolder te bezoeken. Het is gunstig dat ze niet broeden in het gebied, aangezien foerageren vaak plaats vindt buiten broedgebied. Voor foeragerende dieren zijn rustbomen belangrijk. Die lijken niet beperkend te zijn in het gebied. Reigers en ooievaars hebben het in de Molenpolder lastig omdat zij moeten kunnen waden in ondiepe oeverzones, welke vrijwel afwezig zijn.

3.3.2.3 Zoogdieren

Kreeftenprederende zoogdieren die in Nederland voorkomen zijn onder meer bruine rat, Europese otter en rode vos (Beja 1996, Correia 2001, Amori and Battisti 2008, Heuts 2012, Lemmers et al. 2018)

Er is weinig gekwantificeerde data over kreeftenpredatie door zoogdieren te vinden in de (inter)nationale literatuur. Twee Portugese studies melden dat rode Amerikaanse rivierkreeft de belangrijkste prooi is van de Europese otter, waarbij de rivierkreeft 25% (Beja 1996) en 67% (Correia 2001) van dieet besloeg. In het dieet van de rode vos was het aandeel rivierkreeft 14% in een studie van Correia (2001). Van bruine rat is voor zover bekend geen literatuur beschikbaar over aantallen kreeften die door deze predator worden gegeten.

Molenpolder

Er zitten nog geen otters in het gebied. Mogelijk door belemmeringen in migratieroutes. Waternet vraagt aandacht bij de betrokken overheden om deze belemmeringen op te heffen. Bruine rat is ook schaars en wordt nooit gezien tijdens het afkreeften. Dus van zoogdieren hoeft vooralsnog weinig te worden verwacht op het gebied van kreeftenpredatie.

3.3.2.4 Macrofauna

Data over predatie van ongewervelden op rivierkreeft zijn schaars. Het ligt voor de hand dat ongewervelden vanwege hun beperkte omvang alleen een gevaar kunnen zijn voor de hele jonge kreeften. Snelle groei van jonge kreeften zorgt er dan ook voor dat ze slechts een beperkte tijd gevoelig zijn voor predatie door ongewervelden.

Enkele studies hebben gekeken naar effecten van bootsmannetjes (Hirvonen 1992, Ulikowski et al. 2018). Jonge kreeften (Californische en Turkse) hadden meer beschadigingen, een lagere groei, lagere activiteit en een verminderde overleving in aanwezigheid van bootsmannetjes. Daarmee zouden bootsmannetjes een rol kunnen spelen in de controle van rivierkreeftenpopulaties.

Er zijn nog enkele andere soorten, die groot en talrijk genoeg zijn om een rol te kunnen spelen als kreeftenpredator: platte waterwants, tuimelaar, vroege glazenmaker en andere grote libellensoorten. Vanwege hun beperkte omvang is het belangrijk dat hun levenscyclus aansluit op de aanwezigheid van juveniele kreeften. Rode Amerikaanse rivierkreeft heeft een piek van juveniele dieren in de periode oktober-januari (Tabel 8). Deze valt samen met piek van imago's van platte waterwants. Geknobbelde rivierkreeft heeft nageslacht in de periode april-mei. Deze valt samen met volwassen tuimelaars en grote larven van vroege glazenmaker, maar ook met andere grote libellensoorten. Overigens blijkt uit Tabel 8 ook dat de timing van volwassen bootsmannetjes niet optimaal synchroon loopt met de beschikbaarheid van jonge kreeften. Het is daarom maar de vraag of bootsmannetjes een grote rol spelen als predator. Er zijn dus weldegelijk ongewervelden die een rol kunnen spelen in de predatie op juveniele kreeften. Hoe groot dat effect op populatieniveau is, is echter onbekend. Dit betreft een kennislacune.

Tabel 8. Fenologie van uitheemse kreeften en mogelijke ongewervelde predatoren (1-4 = min-max aanwezig)

Naam	Stadium	JAN	FEB	MRT	APR	MEI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEC
Tuimelaar (waterroofkever)	Larve LIII	1	1	1	1	2	4	4	2	1	1	1	1
Tuimelaar (waterroofkever)	Imago	1	1	2	4	3	2	1	3	4	3	2	1
Vroege glazenmaker	Larve	2	3	4	3	1	1	1	1	2	2	2	2
Bootsmannetje	Imago	2	2	2	2	1	3	4	4	4	4	3	2
Platte waterwants	Imago	2	2	2	2	2	1	1	3	4	4	4	3
Rode Amerikaanse rivierkreeft	Juveniel												
Geknobbelde rivierkreeft	Juveniel												

Molenpolder

De dichtheden van ongewervelde predatoren zijn zeer laag in de Molenpolder. Zij zijn allemaal afhankelijk van herstel van onderwatervegetatie. Als deze zich herstelt, dan kunnen populaties van deze soorten zich binnen een jaar herstellen.

3.3.3 Wat kunnen we in de Molenpolder van predatoren verwachten

Er zijn verschillende methoden om te berekenen hoeveel kreeften er door predatoren opgegeten kunnen worden en wat de betekenis is voor de gewenste omvang van de predatorpopulaties:

- Vergelijken van energiebehoefte van predator met de voedingswaarde van een kreeft;
- Efficiëntie van omzetting van voedsel naar biomassa en productie van biomassa;
- Observaties aan predatoren.

Deze benaderingen zijn hieronder uitgewerkt. Let wel, vaak berusten deze op allerlei aannames waardoor de predatiedruk in de praktijk kan afwijken.

3.3.3.1 Energiebehoefte van predatoren

Niet alle predatoren hebben dezelfde energiebehoefte. Geen enkele soort zal een dieet hebben dat volledig bestaat uit rivierkreeften en bovendien eten niet alle soorten hetzelfde formaat kreeften. Desalniettemin is het voor de beeldvorming zinvol hoe de energiebehoefte van predatoren zich verhoudt tot de voedingswaarde van rivierkreeften en wat dat betekent voor de potentiële predatiedruk op rivierkreeften.

Dat doen we voor snoek, aangezien deze predator al in flinke dichtheden in de Molenpolder voorkomt. Daarnaast zijn volwassen snoeken prima in staat om een volwassen kreeft te eten. Diana (1979) berekende de energiebehoefte van snoek op 10,76 kcal/kg lichaamsgewicht/dag. De energetische waarde van een rivierkreeft is 3,60 kcal/gram¹ (Mona et al. 2000). Met een gemiddeld gewicht van 27 gram maakt dat 97 kcal/kreeft¹. Om één enkele rivierkreeft te verorberen is $(97/10,76 =) 9,03$ kg aan roofvis nodig. In paragraaf 3.3.1.2 is berekend dat minimaal een predatiedruk van 0,175% nodig is voor een omslag naar helder en plantenrijk water, of te wel 17,5 kreeft per dag bij een dichtheid van 10.000 kreeften/ha¹. Volgens de hierboven gevolgde benadering betekent dat een benodigd roofvisbestand van $(9,03 \times 17,5 =) 158$ kg/ha¹.

De huidige snoekenstand zit daar met 24 kg/ha nog ver onder. Indien bovenstaande berekening correct is, zijn nog heel wat andere soorten predatoren nodig.

3.3.3.2 Omzetting van kreeften in predator biomassa

Hieronder wordt voor snoek, baars en paling, drie vissoorten die reeds voorkomen in de Molenpolder, een inschatting van de potentiële rol op het beheersen van de rivierkreeftpopulatie gemaakt. Snoekbaars is niet meegenomen aangezien deze soort niet gedijt in helder water met geringe diepte. De berekeningen zijn gebaseerd op Ligetvoet et al. (1993) en (Grimm et al. 1992).

3.3.3.2.1 Snoek

Voor snoek wordt een productie/biomassa-ratio (P/B) van 0,4 tot 0,5 aangehouden. Dat betekent dat 1 kg snoek gedurende een jaar 0,4 – 0,5 kg nieuwe snoekbiomassa produceert. Wanneer een populatie vooral uit grote dieren bestaat zal de P/B lager zijn (ca. 0,25) dan wanneer een snoekbestand is opgebouwd uit diverse jaarklassen met veel 1- en 2-jarige dieren die een grote groeipotentie hebben. Voorlopig wordt voor de situatie in de Molenpolder met een P/B ratio van 0,4 gerekend. Op basis van de te verwachten vegetatieontwikkeling wordt de maximaal haalbare snoekstand ingeschat op 40 kg/ha.

Dit betekent dat een snoekstand van 40 kg/ha een productie van $(0,4 \times 40 =) 16$ kg/ha heeft.

Om deze productie te realiseren is een bepaalde hoeveelheid voedsel nodig. Voor snoek wordt vaak gerekend met een voedselconversie van 0,2, al hoewel Scheffer (1988) spreekt van 0,1. Het is niet duidelijk of een voedselconversie gebaseerd op biomassa van vis naar vis gelijk op gaat als van kreeft naar vis. Voorlopig wordt met 0,15 gerekend. Om de eerder berekende productie van

16 kg/ha te realiseren is dan $(16/0,15 =)$ 107 kg prooi nodig. Dit is de maximale hoeveelheid kreeft die een snoekstand van 40 kg/ha in de Molenpolder in een jaar kan prederen. Snoek zal niet uitsluitend kreeft consumeren. Uitgaande van een dieet van 50/50 zouden 40 kg/ha snoeken ruim 50 kg/ha kreeften per jaar kunnen prederen.

3.3.3.2.2 Baars

Grimm et al. (1992) beredeneren dat de maximale productie van piscivore baars op 8 kg/ha ligt. Echter, baarzen in wateren zoals de Molenpolder groeien zelden uit tot grote dieren (zie paragraaf 2.3.2). Hierdoor zal de P/B-ratio lager liggen en is een productie van 8 kg/ha niet realistisch. Het is eerder 1 à 2 kg.

De voedselconversie is voor baars iets lager ingeschat dan voor snoek vanwege de meer actieve vorm van jagen. Grimm et al. (1992) rekenen met 16-18%, gemakshalve 17%. Mogelijk is dat voor kreeft nog iets lager vanwege geringere energetische waarde. De hoeveelheid prooi is dan $2/0,17 =$ 12 kg/ha. Ook voor baars geldt dat het niet realistisch is te veronderstellen dat ze alleen maar kreeften gaan eten. Als we ook voor deze soort uitgaan van 50/50 is de totale consumptie van kreeften op jaarbasis 6 kg/ha.

3.3.3.2.3 Paling

Paling wordt vaak genoemd als geschikte predator. In het gedachtengoed van ABB is paling niet terug te vinden. Die is destijds niet gezien als potentieel belangrijke predator. Voordeel van paling is wel dat deze vrij eenvoudig te manipuleren is door uitzet. Uitgezette paling kan in afgesloten relatief arme watersystemen oud worden en overleeft goed. Een leeftijd van 25 – 40 jaar komt voor. De keerzijde is dat deze soort zeer langzaam groeit en een lage P/B ratio heeft. Daarmee is de paling ook geen soort die grote hoeveelheden voedsel tot zich neemt.

De exacte P/B ratio van paling is niet bekend. Maar de soort groeit langzaam en heeft dus een lage P/B ratio. Duurzame oogsten van paling liggen rond de 1 a 2 kg/ha in relatief arme poldersystemen (pers. informatie J. Kampen). In kleiwateren kan dat oplopen naar meer dan 10 kg/ha, maar daar is hier geen sprake van. Van Drimmelen (1953) rapporteert een gemiddelde oogst van 11,6 kg/ha in de jaren 1948-1953, waarschijnlijk een periode met een aanmerkelijk hogere eutrofiëgraad. Dekker (2007) noemt 10-16 kg/ha in kleine wateren. Laten we gemakshalve uitgaan een duurzame productie van 10 kg/ha en van een P/B-ratio van 0,2. Ook de voedselconversie van wilde palingen is niet bekend. Gezien de langzame groei mag verwacht worden dat die lager ligt dan voor snoek en baars. Daarom wordt gerekend met 0,1.

Dit resulteert in een consumptie van $10/0,1 =$ 100 kg/ha. Ook voor deze soort geldt uiteraard dat niet verwacht kan worden dat ze uitsluitend rivierkreeften eten. Weer uitgaande van 50/50 kan van paling een maximale predatie van 50 kg/ha per jaar verwacht worden.

Nadeel van paling is dat deze vooral predeert op kleine kreeften (<6 cm, Aquiloni et al., 2010). Volgens het predatiemodel is dit weinig effectief voor de controle van de kreeftenpopulatie (zie paragraaf 3.3.1). Gegeven de onzekerheden in het model en in bovenstaande berekening kan alleen de praktijk uitwijzen in hoeverre paling een geschikt kreeftenbeheerder is.

3.3.3.3 Observaties aan andere soorten

In paragrafen 3.3.2.1.3 en 3.3.2.2 is de potentiële predatiedruk door respectievelijk meerval en fuut bepaald.

Futen komen voor in dichtheden van iets meer dan 1 exemplaar per ha, die op basis van observaties een predatiedruk kan uitoefenen van ongeveer 1900 kreeften/ha/jr. Met kreeften van gemiddeld 27 gram is dat 51 kg/ha/j.

Europese meerval heeft bij een populatie van 5,8 kg/ha, zoals in de Westeinderplassen een voedselbehoefte van ca. 28 kg/ha/j.

3.3.4 Haalbaarheid van kreeftencontrole door predatoren

Nu we een inschatting gemaakt hebben van de predatiebehoefte (paragraaf 3.3.1) en de potentiële predatiecapaciteit (paragraaf 3.3.3) kunnen we dat eens bij elkaar zetten. De schattingen van de hoeveelheid kreeften die jaarlijks gepredeerd moet worden lopen sterk uiteen (Tabel 9). Drie van de vier schattingen liggen relatief dicht bij elkaar, i.e. 100 – 128 kg/ha/j. Het stemt positief dat de geschatte maximale predatiedruk in dezelfde orde van grootte ligt, ook als we er rekening mee houden dat paling en baars voor een belangrijk deel zullen foerageren op jonge kreeften, wat vermoedelijk weinig effect heeft op de kreeftenpopulatie. Op basis van deze berekeningen lijkt er een voorzichtige mogelijkheid te zijn om met predatoren de rivierkreeften blijvend te onderdrukken wanneer eerst is afgekreeft in het systeem.

Tabel 9. Balans tussen predatiebehoefte en predatiecapaciteit. In de praktijk zal de gerealiseerde predatiepotentie lager liggen. Dat komt doordat paling en baars met name kleine kreeften zullen eten, en daardoor minder bijdragen aan de benodigde predatiedruk.

Te prederen hoeveelheid uitheemse rivierkreeften	kg/ha/j
Scenario 3: 60% reductie tot 160 kg, 0.175% predatie/dag	102
160 kg/ha kreeft, P/B-ratio 0,8	128
Totaal te prederen	102-128
<hr/>	
Predatiepotentie, na optimalisatie van omstandigheden	
Snoek (40 kg/ha)	50
Baars (10 kg/ha)	6
Paling (50 kg/ha)	50
Meerval (5,8 kg/ha)	28
Fuut (1,1 fuut/ha)	51
Blauwe reiger, aalscholver	?
Otter, bruine rat	0
Totaal predatie	185

Er zijn echter behoorlijk veel aannames in bovenstaande grotendeels op ABB gestoelde redenering, en ook in de modelstudie moet rekening gehouden worden met een aanzienlijke onzekerheidsmarge. Het is daarnaast lang niet evident dat de genoemde predatie door roofvis gehaald wordt. Wat bijvoorbeeld nog onvermeld is gebleven, is het ruimtelijke aspect: er is een kans dat het habitat van de kreeften te weinig overlap heeft met de predatoren zodat de predatiedruk lager is dan berekend, al dan niet voor delen van het gebied. Hierbij moet gedacht worden aan kreeften die zich ver in een oever terugtrekken maar ook aan moerassige delen van het gebied waar vis niet kan leven maar kreeften (juist) wel. Ook is de voedingswaarde van rivierkreeften ten opzichte van vis van belang. Nader onderzoek is nodig om uitsluitel te geven over de mate waarin vissen voorkeur hebben voor rivierkreeften ten opzichte van andere prooien. Toch, gezien de uitkomst van de tentatieve berekeningen lijkt een proef met verhogen van het bestand aan predatore vis is zinvol. De resultaten van buitenlandse studies geven ook aan dat met stimuleren van predatoren beheersing van kreeften haalbaar is (Hein et al. 2006, Hein et al. 2007, Hansen et al. 2013). De snoekstand zal de ontwikkeling van waterplanten volgen (zie paragraaf 3.4.1). Daarom kan ingezet worden op herstel van waterplanten (introductie, helder

water). Indien de snoekpopulatie zich langzamer herstelt dan de planten, kunnen snoeken worden uitgezet om herstel te versnellen. Ook het uitzetten van meerval lijkt zinvol. Uitzet van een flink bestand aan paling zal predatie van vooral juveniele kreeften stimuleren. Vermoedelijk is het effect op de kreeftenpopulaties hiervan gering. Het is echter niet duidelijk hoe intensieve predatie op juvenielen in de populatie doorwerkt wanneer palingstand hoog is. Stimuleren van baars is waarschijnlijk niet goed mogelijk hoewel bij een blijvend herstel van de waterkwaliteit wel een hogere biomassa baars verwacht wordt.

3.4 Spoor waterplanten

Waterplanten vervullen een belangrijke rol in het stabiliseren van een ecosysteem. Allereerst worden zij door verschillende soorten predatoren gebruikt tijdens allerlei belangrijke momenten in hun levenscyclus. Uit correlatief onderzoek bleek dat dichte rietoevers minder kreeften herbergen. Bovendien mijden ze plantenrijke oevers te vanwege een gebrek aan graafmogelijkheden (Lemmers et al. 2022). Daarnaast leggen planten voedingsstoffen vast en verminderen ze turbulentie in het water waardoor het water helder wordt en blijft. Tot slot is herstel van plantengemeenschappen van belang voor herstel van de biodiversiteit van wateren die door kreeften zijn aangetast. In dit hoofdstuk wordt besproken welke vegetatietypen van belang zijn en welke maatregelen genomen kunnen worden om tot herstel te komen.

3.4.1 Benodigde vegetatietypen vanuit een predatorenperspectief

Snoek en fuut zijn naar verwachting de twee belangrijkste kreeftenpredatoren, die bovendien de zwaarste eisen stellen aan hun leefomgeving. Deze eisen worden hieronder besproken.

3.4.1.1 Leefgebied van snoek

Snoek stelt in verschillende levensstadia andere eisen aan zijn woonomgeving.

1. Paaï- en kraamhabitat (eieren en larven).
2. Opgroeihabitat (vooral voor snoek van 10-15 cm).
3. Leefhabitat (snoek van 15-60 cm en groter).

De eisen zijn, zoals vaak in de ecologie, onder te verdelen in optimaal habitat en suboptimaal. Dieren weten zich vaak heel aardig aan te passen maar daar zijn wel grenzen aan. Bovendien neemt de kwetsbaarheid toe naarmate het habitat minder geschikt is. Navolgend wordt het voorkeurshabitat voor de drie levensstadia beschreven.

3.4.1.1.1 Paaï- en kraamhabitat snoek – ondergelopen grasland, emergente zachte oeverplanten

De snoek paaït in de periode eind maart - eind april op ondiepe plaatsen met vegetatie of resten van vegetatie. Snoek heeft een voorkeur voor ondergelopen grasland maar dat is met de sterk gereguleerde waterpeilen in Nederland nauwelijks meer beschikbaar. Na het uitkomen van de eieren hangen de larven 5 dagen aan een stengel en verteren hun dooierzak. Pas daarna zwemmen ze vrij rond op zoek naar plankton. Emergente vegetatie als zegges, wortels van emergente waterplanten of oevervegetatie worden gebruikt als ondergelopen grasland ontbreekt. De voorkeur van snoek gaat uit naar zachte vegetaties. In afwezigheid van zachte vegetatie wordt ook harde vegetatie geaccepteerd, zo wordt in "noodgevallen" ook tussen riet en biezen gepaaïd mist die niet te dicht is. De natuurlijke paaïplaatsen liggen beschermd en zijn ondiep (25-60 cm). Hierdoor warmen de paaïplaatsen snel op en is er geen golfslag die de eieren weg kan spoelen en bovendien is de hoeveelheid gesuspendeerde stof gering want dat kan grote

sterfte onder de eieren veroorzaken. Vaak liggen de paaiplaatsen in de slootjes die op het meer uit komen. Een globale inschatting is dat er 10% paaiareaal ten opzichte van het oppervlak opgroeiareaal nodig is.

3.4.1.1.2 Opgroeihabitat snoek – halfopen emergente oevervegetatie

De kwaliteit van het opgroeihabitat voor jonge snoek wordt hoofdzakelijk bepaald door de beschutting tegen predatoren, met name van soortgenoten. Daarnaast is ook voedsel van belang. De dichtheid van de emergente vegetatie bepaald in sterke mate de kwaliteit van het opgroei gebied. Is de dichtheid van emergente vegetatie laag (circa 0-5%), dan is er veel licht en dus ook voedsel in de vorm van zoöplankton en macrofauna, maar er is dan nauwelijks beschutting tegen predatie door soortgenoten. Bij een hoge stengeldichtheid van emergente vegetatie (circa >30%) is er weinig licht en weinig voedsel (zoöplankton, macrofauna), maar er is dan wel voldoende beschutting tegen predatie door soortgenoten. Het opgroei habitat van jonge snoek ligt daarom normaal gesproken in de emergente oeverzone met relatief veel licht en beschutting (stengeldichtheid = circa 5-30%). Deze karakteristieken zijn van nature in ondergelopen oeverlanden aanwezig maar in de gereguleerde Nederlandse wateren nauwelijks meer. Als opgroei gebied worden in deze wateren vooral de emergente oeverzones en ingroeiende vegetatie gebruikt zoals; riet, liesgras, zegges, lidsteng, biezten, maar ook ruimtelijke structuren als wortels, inhangende wilgentakken etc.

Afhankelijk van het type vegetatie en de vegetatiedichtheid wordt een strook van circa 2 – 3 meter breed met een diepte van minimaal 20 cm door jonge snoek gebruikt als opgroei habitat. Bredere rietkragen verhogen de doelmatigheid niet, eerder andersom: veel oeverlengte/overgangen is gunstig. Verwacht wordt dat circa 75 kg 0+ snoek per hectare planten op kunnen groeien in dit type habitat. Uiteindelijk resulteert dit in een snoekstand van 4,8 kg/ha per % emergente vegetatie.

3.4.1.1.3 Leefhabitat jonge snoek – submerse vegetatie

Een deel van de meerzomerige snoekpopulatie tot een lengte van 60 cm heeft de emergente vegetatie (met een relatief lage stengeldichtheid) als belangrijkste verblijfplaats. Afhankelijk van de omvang van het areaal aanwezig submers rekruteert een variabel deel van de eenjarige snoek. Is er geen submers aanwezig dan is de emergente gordel de enige verblijfplaats voor snoek van 10-60 cm. In dat geval vindt er door kannibalisme een sterke regulering plaats die met name de jonge snoekjes treft. Doorgaans is het resultaat dat er relatief weinig snoekjes rekruteren. We zien dat duidelijk in de Molenpolder. Rond 2015 toen er nog wat waterplanten waren, waren er ook nog redelijk veel jonge snoeken. Maar in 2021 is het aandeel jonge snoeken net als de waterplantenbedekking sterk teruggelopen.

Tabel 10. Populatieopbouw van snoek aantal per hectare in de Molenpolder in 2015 en 2022.

Vissoort	Totaal	0-15	16-35	36-44	45-54	>54
2015	53	6	39	-	3	5
2021	19	1	9	-	1	8

Over de benutting van submerse vegetatie als leefgebied is minder bekend dan van emergente vegetatie. Wat wel bekend is, is dat aanwezigheid van veel submerse vegetatie bij kan dragen aan een goede snoekstand. Dit suboptimale habitat wordt zeker wel gebruikt. De mate waarin hangt weer af van de structuur die dit heeft. De losse stengels van doorgroeid fonteinkruid bieden

weinig bescherming. Grimm et al. (1992) beredeneren voor de Veluwerandmeren dat bij een bedekking van 80% submerse vegetatie er 2,2 kg/ha extra snoek kan zijn bovenop de 4,8 kg/ha per % emergente vegetatie. Uitgaande van een mee realistische bedekking van 40% zou dit mogelijk 1,1 kg/ha zijn. Dit resulteert dan in een snoekstand van 5,9 kg/ha snoek per % emergente vegetatie. De huidige omvang van de snoekstand (24 kg/ha) wijst op een beschikbaarheid van $24/4,8 = 5\%$ emergente vegetatie. Dit lijkt veel voor de huidige Molenpolder echter de enorme randlengte is ook van belang. Ook een schaars begroeide oever telt nog wel mee voor 0,5 meter. Inhangende takken bieden vooral schuilgelegenheid voor (sub)adulten. Hierdoor maken de grote dieren minder gebruik van de schaarse ruimte van de juvenielen. Bij ontwikkeling van 40% submers zou de snoekstand met $5 \times 1,1 = 5,5$ kg/ha toe kunnen nemen tot ongeveer 30 kg/ha. Bij een nog hogere bedekkingsgraad met goede submerse vegetatie is toename tot 35 kg/ha mogelijk bij gelijkblijvende emergente vegetatie. Wanneer in het najaar de submerse vegetatie afsterft, trekken de daarin verblijvende snoeken zich terug in de emergente oeverzone om predatie door grotere soortgenoten die het open water bevolken te ontlopen. Daarbij kan in korte termijn een aanzienlijke slachting plaats vinden in het gevecht om de beschikbare ruimte. In die zin is overwinterende submerse vegetatie een voordeel. Het komt in de zachte winters van tegenwoordig steeds vaker voor dat de submerse vegetatie deels aanwezig blijft, denk aan soorten als waterpest en hoornblad.

3.4.1.1.4 Vegetatie nader beschouwd

De emergente vegetatie is het belangrijkste habitat en vervult vele functies in de levenscyclus van de snoek. De draagkracht van emergente vegetatie voor een snoekpopulatie is 80-150 kg/ha indien de snoekpopulatie uit alle lengtesorteringen is samengesteld. Bovendien moet jonge snoek rekruteren vanuit de emergente vegetatie. De emergente vegetatie speelt een sleutelrol als opgroeigebied voor jonge 10-15 cm snoek. Per hectare emergente vegetatie kunnen 5000-10000 snoeken van 10-15 cm rekruteren, terwijl dit in submerse vegetatie (als deze in april/mei al aanwezig is) naar verwachting 5-10 maal minder is of nog lager bij een geringe kwaliteit als schuilplaats. Daar tegenover staat dat het oppervlak aan submerse vegetatie in een gezond watersysteem vaak een veelvoud is van het oppervlak emergente vegetatie. Toch is de omvang van de aanwezige emergente vegetatie doorgaans het meest bepalend voor de ontwikkelingspotenties van de snoekstand zeker ook omdat die jaarrond beschikbaar is en blijft. De aanwezigheid van submerse vegetatievelden heeft echter ook een duidelijke meerwaarde voor het functioneren van de snoekpopulatie en is onmisbaar voor het ontstaan van een hoog productieve populatie. Het potentiële areaalbeslag speelt daarin ook een belangrijke rol. Submerse vegetatie speelt met name een rol als opvolgend leefgebied voor snoek groter dan 10-15 cm. Het dragend vermogen van submerse vegetatievelden kan oplopen tot maximaal 75 kg/ha maar doorgaans is het aanzienlijk lager.

En drijfbladvegetatie? Daarvan kan gezegd worden dat die niet veel bijdraagt aan een snoekstand. Dit heeft twee oorzaken. Ten eerste is onder water de mate van structuur maar zeer beperkt. Ten tweede vormt de afdekking van het wateroppervlak voor minder productiviteit en daarmee minder voedsel. De algehele visdichtheid is vaak gering en daarmee ook het aanbod van prooivis. Samengevat is er voor een hoog productieve snoekstand het volgende nodig:

- Voldoende paaiareaal in de vorm van sloten en luwe zones met zachte vegetatie
- 5-10% van het wateroppervlak begroeid met zones emergente vegetatie. Voor de Molenpolder met een nat oppervlak van ongeveer 50 ha is dat 2,5 – 5 ha emers bij voorkeur verdeeld over zo groot mogelijke oeverlengte.

- Minimaal 50% van het wateroppervlak is begroeid met structuurrijke submerse vegetatie. Bij voorkeur (deels) van soorten die overwinteren.

Bij een ideale inrichting is een snoekstand van zo'n 70-80 kg/ha mogelijk. In de praktijk zal niet veel meer dan 50% daarvan gerealiseerd kunnen worden. Vooral ontwikkeling van goed begroeide oevers is langs legakkers doorgaans een lastige opgave. De oevers zijn doorgaans steil of zelfs hol en hebben neiging af te kalven. Het succes van herstel van submerse vegetatie wordt momenteel hard aan gewerkt door reductie van witvis en kreeften en aanbrengen van een ent.

3.4.1.2 Leefgebied van fuut

3.4.1.2.1 Broedgelegenheid – overdekt emergente vegetatie, takken

Naast open water met een goed zicht op eventuele rivalen, hebben futen vooral behoefte aan een veilige broedplek. Leys and De Wilde (1968) onderzochten 758 futennesten en vonden een sterke voorkeur nestplaatsen in hoog opgaande emergente vegetatie: ongeveer 70% van de nesten bevond zich tussen riet, lisdodde of mattenbies. 13% van de nesten was gebouwd tussen overhangende wilgen. Futen lijken een sterke voorkeur te hebben voor nestplaatsen die enerzijds ver genoeg van de kant liggen tegen predatoren op de wal, anderzijds dicht genoeg in de (riet)kraag bij wijze van buffering tegen golfslag. Daarnaast lijkt beschutting boven het nest van belang (o.a. rietpluimen) bij wijze van bescherming tegen roofvogels zoals zwarte kraai en bruine kiekendief, hoewel met name in het stedelijk gebied ook veel nesten 'open' op het wateroppervlak worden gebouwd (Kraak 1985, Vlug 2021).

Schücking (1976) beschrijft een zeer succesvol experiment met kunstnesten op een stuwmeer bij Dortmund, waar diverse futennesten steeds mislukten door extreme peilfluctuaties, waardoor de gammele nesten afdreven of verdronken. Aangebrachte vloten van planken bleken in eerste instantie niet te werken omdat de dieren de luttele cm hoge structuren niet goed konden beklimmen. Daarna werden 'kunstlichen nisthilfen' aangebracht: een drijvende, rommelige verzameling takken van els, berk en populier, bedekt met plompenbladeren en aan de bodem verankerd d.m.v. een nylon touw en een steen (Figuur 29). Na het uitleggen van zeven van dergelijke c.a. 1.5 m² structuren (overeenkomstig met het aantal mislukte nesten in april), waren alle zeven 'nisthilfen' binnen enkele dagen door futen bezet. Vijf ervan werden gebruikt voor een tweede broedsel. Het totaal aantal uitgelopen jongen bedroeg 27. De lering die hier uit getrokken kan worden is dat de nestvoorzieningen niet te hoog mogen zijn, niet mogen wegdrijven en het gewicht van twee futen (ca. 1,5 kg) moet kunnen dragen.

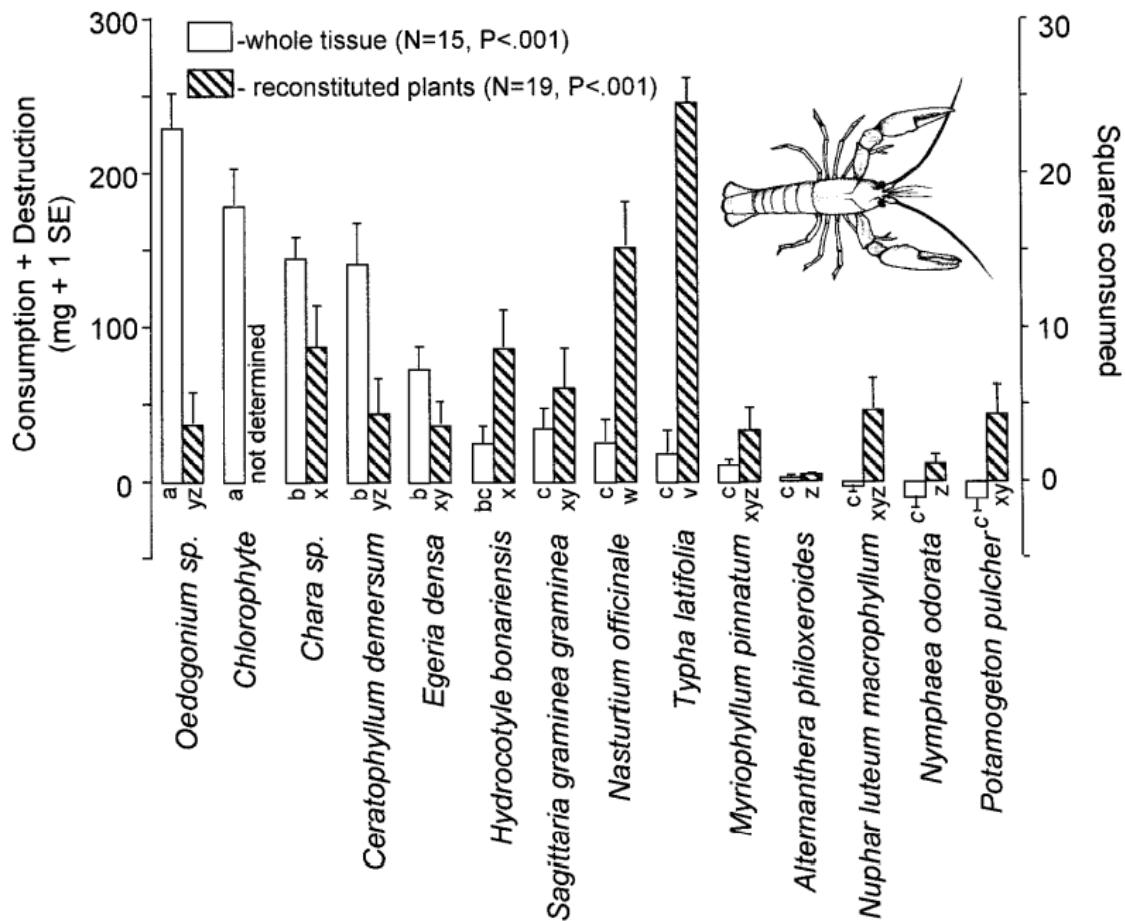


Abb. 1. Nisthilfe für Haubentaucher im Teichrosenfeld des Hengsteysees.
Foto: A. Schücking.

Figuur 29. Kunstmatige broedvlot ("nisthilfe") voor de fuut, gemaakt van takken van els, berk en populier en met een touw en een steen op de bodem verankerd. Uit: Schücking (1976).

3.4.2 Gevoeligheid van plantensoorten voor kreeftenvraat

Er zijn verschillen in de mate waarin planten door kreeften worden geknipt (zie onderstaand figuur). In volgorde van afnemende voorkeur algen, kranswier, grof hoornblad, waterpest en vederkruid. Minst geconsumeerd, worden emergente helofyten, zoals waterkers, pijlkruid en lisdodde, en soorten met drijfbladeren, waaronder waterlelie, gele plomp en fonteinkruid (Cronin et al. 2002). Indien er planten geïntroduceerd worden om herstel van de vegetatie te versnellen is het dus zinvol om selectief te kiezen welke soorten worden gebruikt. Voorkeur gaat in dat geval uit naar fonteinkruiden (*Potamogeton*) en vederkruid (*Myriophyllum*).



Figuur 30. Mate waarin waterplanten in hun geheel (open balken) of als vernalen plantendelen (gevulde balken) werden geconsumeerd in een experimentele opstelling. De meest links gelegen soorten hebben dus een voorkeur als voedselbron. Uit: Cronin et al. (2002).

Submerse planten zijn belangrijk voor zowel macrofauna als roofvis. Nadeel is dat kreeften een duidelijke voorkeur hebben voor deze soorten. Voorheen kwamen uit deze groep verschillende soorten voor. Groot blaasjeskruid, aarvederkruid, gewoon bronmos en grof hoornblad hebben zich het langst weten te handhaven in de Molenpolder (Tabel 2). Van deze soorten in het vederkruid wellicht de best kandidaat voor introductie, gezien de mindere voorkeur van kreeften voor vederkruid (Cronin et al. 2002). Ook voor blaasjeskruid wordt gemeld dat deze mogelijk minder wordt verknipt door rivierkreeften (Gherardi and Acquistapace 2007).

Ook emergente soorten vormen belangrijk predatorenhabitat (vis, fuut en macrofauna). Deze worden gelukkig veel minder geknipt door kreeften. Herstel hiervan vraagt meer dan het

inbrengen van soorten, maar vooral ook verbetering van de oeverstructuur. In de Molenpolder zijn in het kader van het project LIFE LAAGVEEN windluwe oevers gecreëerd door het aanleggen van ondiepe zone voor legakkers en deze in te planten met riet. Van een afstand zien deze er wel aardig uit, maar in de praktijk voldoen zij niet als habitat voor predatoren. Om geschikt te zijn voor vissen moet de waterdiepte in de rietkragen minimaal 20 cm zijn met een bedekking van niet meer dan 30%. Dat is nu niet het geval. Het stimuleren van emergente vegetatie is dus niet gemakkelijk. In andere delen van de Oostelijke Vechtplassen en Naardermeer speelt dezelfde problematiek met steile oevers. Hier is succes bereikt met herstel van emergente vegetatie door aanbrengen van rasters. De functie van de rasters is bescherming tegen vraat maar mogelijk ook beschutting tegen windeffecten.

Het is niet duidelijk in hoeverre krabbenscheer gevoelig is voor kreeftenactiviteit. Monitoring van diverse groeiplaatsen door Bram Koese doet vermoeden dat krabbenscheer op veel plekken achteruitgaat door kreeftenactiviteit. Toch worden juist in dichte velden krabbenscheer vaak grote dichtheden kreeften aangetroffen. Desalniettemin is Waternet al aan de slag met introductie van krabbenscheer in de Molenpolder waar de kreeftenstand inmiddels flink is reduceert met afvissen. Verdeeld over 10 locaties zijn 5100 Krabbenscheerplanten (met gemiddeld 1 kleine plant per volwassen plant) geïntroduceerd in juli-september 2022. Krabbenscheer is in ieder geval een soort die voor vissen en grote ongewervelden de benodigde structuur biedt.

In 2021 heeft herintroductie van grof hoornblad plaats gevonden in Molenpolder-West. Op 100 plaatsen is een cementkuip met slootmaaisel grof Hoornblad geënt. In 2022 is op enkele plaatsen grof hoornblad tijdens de kartering en kreeft werkzaamheden terug gevonden. Dat is onvoldoende. Het is onduidelijk waarom deze ent is mislukt.



Figuur 31. Introductielocaties van grof hoornblad 2021.

3.4.3 Waterplantenherstel door kreeftenreductie

Modellering in PC Ditch laat zien dat, wanneer het lukt om met maatregelen de vraat door kreeften te reduceren tot onder een kritische grens waterplanten terug kunnen keren. Dit zullen voornamelijk niet-wortelende ondergedoken waterplanten zijn en in mindere mate wortelende soorten. In deze twee groepen zitten veel snelgroeiende soorten die gemakkelijk kunnen gaan woekeren. De voor nutriëntarmere condities kenmerkende kranswieren blijven volgens de modelstudie afwezig in de Molenpolder. In de distelvinkplas is in 2022 overigens wel kortstondig glanswier waargenomen.

In principe zou het mogelijk moeten zijn om de soorten die vroeger voorkwamen in de Molenpolder, terug te krijgen. De abiotische condities zijn immers ongeveer gelijk aan de abiotische condities van vóór de omslag van het watersysteem en er zijn niet direct aanwijzingen voor (veel) P-nalevering. Ook het herstel van glanswierbegroeiing na intensief afkreeften in de Distelvinkplas laat zien dat de kans op herstel groot is.

Echter een onderzoek door (Ottburg and Roessink 2020) toonde aan dat weinig planten kiemen uit sediment van de Molenpolder. Twijfel over automatisch herstel van waterplanten is in 2022 gegroeid omdat in Molenpolder west na ca. 50% reductie van de kreeftenstand en helderwater met bodemzicht er nog geen waterplanten zijn waargenomen. Mogelijk is de zaadbank uitgeput geraakt door afwisselende kieming in tijden van helder water en vervolgens kreeftenvraat. Baldridge and Lodge (2014) lieten zien dat kiemkracht van zaadbank afneemt na invasie van rivierkreeften. Het is dus niet helemaal duidelijk of er voldoende zaden zijn voor vegetatieherstel. Dat kan met exclusures worden uitgezocht. Hiervoor kunnen proefvlakken kreeftenvrij worden gehouden door ze af te zetten met tunnelfuiken.

Een andere reden dat geen herstel optreedt van waterplanten is doordat de bodem niet geschikt is, toxisch.

3.4.4 Actief herstellen (enten, aanpassen oevers)

3.4.4.1 Waterplanten

Indien uit de hierboven beschreven proeven blijkt dat geen natuurlijk herstel optreedt kan introductie noodzakelijk zijn. Vooralsnog is introductie van waterplanten niet gemakkelijk en al helemaal niet op de schaal van de gehele Molenpolder. Zo is in het najaar van 2021 in de Molenpolder grof hoornblad geïntroduceerd. Dit gebeurde door gemaaide planten in luwe hoeken van het gebied in het water te gooien. In zomer 2022 is op een paar plaatsen ontwikkeld grof hoornblad teruggevonden, dat is echter onvoldoende. Het is niet duidelijk of dat aan een nog te hoge kreeftenstand ligt of dat er andere factoren, zoals wegspoelen, een rol speelden.

Op basis van deze ervaringen is het de moeite waard om een experiment in een gedeelte van Molenpolder uit te voeren. Op kleine schaal is herintroductie van waterplanten wel mogelijk en van daaruit de rest van de Molenpolder te herstellen. .

3.4.4.2 Emergente oeverplanten

Zoals eerder beschreven vielen de resultaten van het aanleggen van rietoevers tijdens LIFE LAAGVEEN tegen. Ze zijn namelijk weinig functioneel voor de levenscyclus van de kreeftenpredatoren. Elders zijn goede ervaringen met het plaatsen van raster met als doel begrazing van riet tegen te gaan.

3.4.4.3 *Krabbenscheer*

Waternet introduceert deze soort. Er zijn op 20 plekken metingen gedaan aan randvoorwaarden voor krabbenscheer om 10 plekken te selecteren voor introductie van krabbenscheer. Mogelijk is beschaduwing een belangrijke factor voor de vitaliteit van de soort. De introductie van krabbenscheer heeft eind juli 2022 plaatsgevonden. De plekken worden beschermd met gaas of kooien om wegdrijven en vraat door vogels te voorkomen. In totaal zijn 5100 Volwassen Krabbenscheer planten ingebracht. Met gemiddeld 1 kleine "babyplant".

3.5 Spoor abiotiek

Een goede waterkwaliteit is belangrijk voor een voorspoedig herstel van waterplanten, de faunagemeenschappen (incl. kreeftenpredatoren) die daarvan afhankelijk zijn en daarmee hopelijk een top-down controle van de kreeftenpopulatie.

In paragraaf 2.2 is daarom de abiotische toestand van het gebied uitgebreid beschreven. Bovendien lopen er bij Waternet verschillende initiatieven om de voedingsstoffenbelasting van het gebied verder te reduceren. Het betreft het omleiden van fosfaatrijk water, instellen van flexibel peilbeheer en de bouw van defosfateringsinstallaties. Bovendien draagt het afvissen van witvis en kreeften vermoedelijk bij aan het verminderen van de interne fosfaatmobilisatie. Deze dieren maken voedingsstoffen vrij door het opwoelen van slib. Door slib en detritus te eten, worden ook voedingsstoffen vrijgemaakt die via uitwerpselen beschikbaar komen voor algengroei. Het effect lijkt al zichtbaar in een aanzienlijke verlaging van P en N in de zomer van 2022.

Mosselen verlagen van troebelheid

Een goed doorzicht is essentieel voor de groei van waterplanten, die tal van onmisbare functies bezitten. Eerder genoemde maatregelen om de beschikbaarheid van nutriënten te verlagen, nutrientenmobilisatie te reduceren (wegvangen en kreeften en bentivore vis) en planktivore visstand te verlagen dragen daar aan bij. Een nog onbesproken wijze is het filteren van water. Mosselen doen dit om aan voedsel te komen en zijn daar zeer efficiënt in. Filtratievermogen is sterk gecorreleerd met de grootte van de mosselen: kleine erwtenmosselen van het geslacht Sphaeriidae filteren water met een snelheid van 0,05 l/uur, de algemene uitheemse dreissenidae maximaal 0,5 l/uur en grote soorten van het geslacht anodonta filteren tot 3 liter water/uur (Kryger and Riisgård 1988). Anodonta-soorten kunnen algemeen zijn in laagveenwateren. Naast waterzuivering spelen zij een rol in de levenscyclus van de bittervoorn, die haar eieren in de mosselen legt. Dichtheden van grote mosselen kunnen oplopen tot meerdere per vierkante meter (Clarke 2010). Bovendien worden de grote mosselen niet gegeten door rivierkreeften en kunnen daarmee mogelijk een rol spelen in het helder maken van wateren die door kreeften zijn bevolkt.

Relatie productiviteit en kreeften

Ervaring uit het ABB is dat beschikbaarheid van voedsel (i.e. nutriënten) zeer bepalend is voor de omvang van de visstand en dominant over het effect van predatie. Gezien de enorme biomassa aan kreeften in de Molenpolder (>400 kg/ha) is het waarschijnlijk dat de voedselbeschikbaarheid groot is. Echter, het is niet duidelijk of kreeftenpopulaties door voedsel gelimiteerd kunnen zijn. In een eerdere correlatieve veldstudie kon die vraag niet sluitend beantwoord worden (Cusell et al. 2020). Antwoord op deze vraag is wel heel belangrijk aangezien de hierboven beschreven maatregelen vooral ingegeven zijn door predatie, dat terwijl de aanvoer van voedingsstoffen in Molenpolder voor een laagveensysteem nog aan de hoge kant zijn. Dit is een belangrijke

kennislacune, die bepaald of er aanvullende maatregelen nodig zijn voor verbetering van waterkwaliteit.

N.B. Er is de indruk dat de kreeften in 2022 in Molenpolder-west tot grotere lengtes doorgroeien dan in 2021. Dat zou gevolg kunnen zijn van afromen van bestand, creëren van voedselruimte. We zien vaker bij monitoring dat bij geringe dichtheid de kreeften groter zijn. dat duidt dan op voedsel gestuurde regulatie. Echter, hoe ver moet je terug in P belasting, en daarmee in de productie van gemakkelijk verteerbaar voedsel zoals algen, om de kreeften te laten verhongeren en is dat mogelijk voor deze opportunistische soorten?

4 Maatregelen

4.1 Maatregelen

Diverse maatregelen worden reeds getroffen of voorbereid parallel aan de ecosysteemaanpak beheersing rivierkreeften. Het betreft maatregelen voor het verbeteren van waterkwaliteit, zoals het omleiden van fosfaatrijk water, instellen van flexibel peilbeheer en bouw van defosfateringsinstallaties, herintroductie van krabbenscheer. Bovendien wordt er al enige tijd intensief gevist op witvis en uitheemse kreeften. Deze maatregelen dragen bij aan een ecosysteem dat weerbaarder is tegen invasieve rivierkreeften.

Vier typen maatregelen zijn noodzakelijk voor het realiseren van een ecosysteemaanpak voor de beheersing van rivierkreeften.

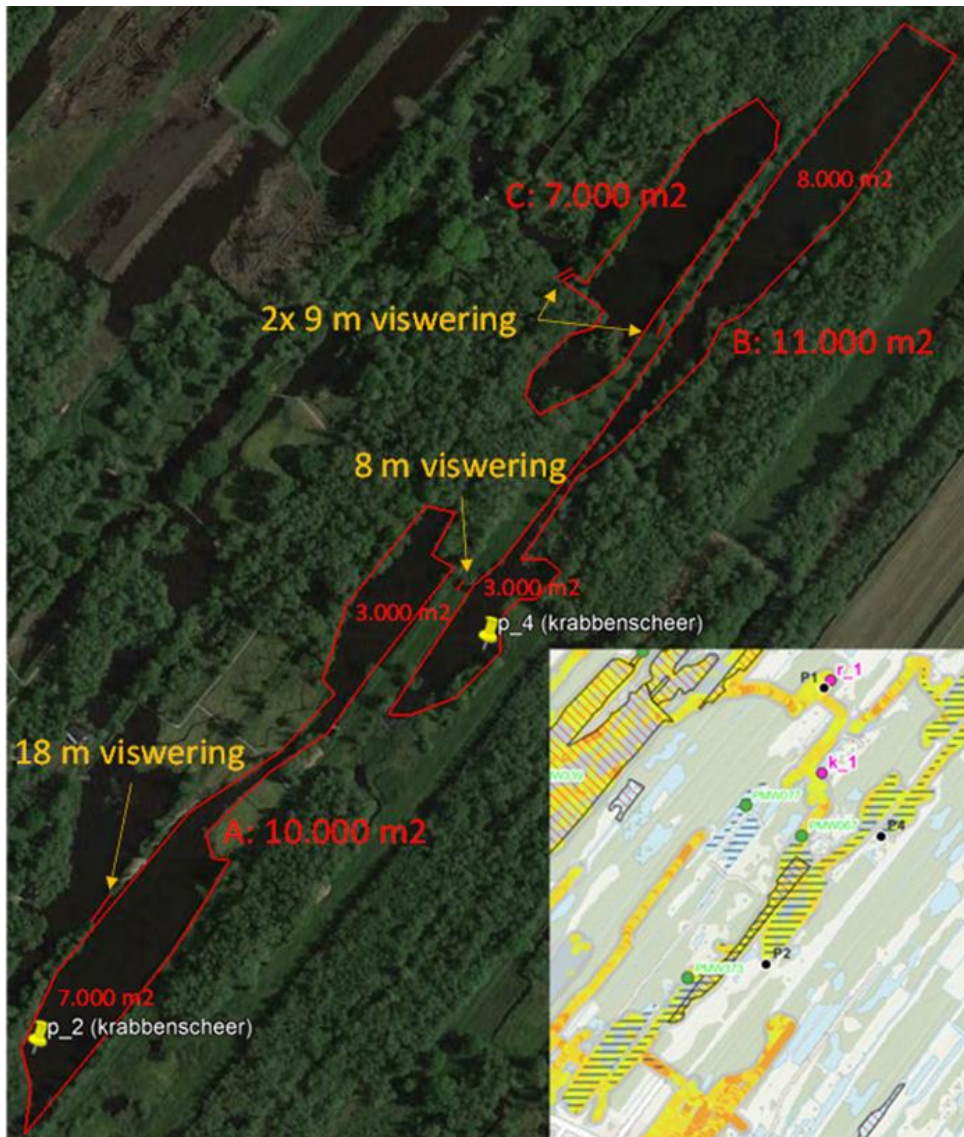
- 1) Het verlagen van kreeftenaantallen zodat ecosysteemherstel mogelijk is.
- 2) Verbeteren van de waterkwaliteit. Hoe minder nutriënten in het water zitten hoe gemakkelijker het aquatische ecosysteem omslaat van een troebele naar een heldere toestand en hoe stabielere deze toestand is.
- 3) Herstel van water- en oeverplanten. De structuren van planten bieden leefgebied aan de snoek, een belangrijke predator. Bovendien stabiliseren planten het water in een heldere toestand door de concentraties van voedingsstoffen en mate van turbulentie te verlagen.
- 4) Stimuleren van het herstel van populaties van natuurlijke predatoren.

Tabel 11. Voorstel voor praktische ruimtelijke fasering van maatregelen

Maatregel	Compartimenten	Hele Molenpolder
Onderhoudsbevissing		x
In stand houden kreeftenwering		x
Verwijderen bosopslag		x
Flexibel peilbeheer		x
Aanpakken baggerproblematiek		x
Introductie van Anodonta-mosselen	x	
Uitzetten paling		x
Uitzetten meerval	x	
Uitzetten snoek	x	
Herstel broedgelegenheid fuut		x
Toetsen vitaliteit zaadbank		x
Oever vegetatieherstel door plaatsen rasters		x
Oever vegetatieherstel door aanleg taluds	x	
Introductie van krabbenscheer		x
Introductie van andere waterplanten	intensief	extensief

Sommige maatregelen, zoals herstel van waterplanten, zijn lastig op grote schaal uit te voeren of nog experimenteel van aard, zoals introductie van meerval. Deze maatregelen worden daarom in eerste instantie intensief op kleine schaal opgestart en op grote schaal extensief. Figuur 32 geeft een voorbeeld van geschikte deelgebieden voor compartimentering. Daarbij is het van belang dat de compartimenten nergens worden omgeven door kraggen waar vis en kreeft onderdoor kan. Indien succesvol kan in een later stadium de aanpak worden opgeschaald. Andere maatregelen kunnen wel al op de schaal van de gehele Molenpolder worden genomen. Tabel 11 doet een voorstel voor het schaalniveau waarop maatregelen kunnen worden toegepast. In de

volgende paragrafen worden maatregelen voor versterken van weerbaarheid tegen invasieve rivierkreeften verder uitgewerkt.



Figuur 32. Mogelijke locaties voor compartimentering in/ten oosten van vereniging Gravingen. De betrokken gronden zijn in eigendom van SBB, Gravingen en een particulier.

4.1.1 Verlagen van kreeftenaantallen zodat ecosysteemherstel mogelijk is

4.1.1.1 Onderhoudsbevising

Probleem: Hoge dichtheden rode Amerikaanse en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft knippen en eten de onderwatervegetatie, eten vissen- en amfibie-eieren en broed, macrofauna, graven gangen in oevers en wervelen bodemdeeltjes op. Daarmee voorkomen zij herstel van het ecosysteem. Vermoedelijk hebben de kreeften zich gevestigd in de Molenpolder in de periode 2012-2017. Mogelijk heeft de periode met relatief slechte waterkwaliteit geleid tot optimale vestigingsmogelijkheden met veel voedsel en weinig vijanden. Momenteel worden er reeds op grote schaal kreeften gevangen, in de gehele Molenpolder gedurende 3 jaar. In het westelijk deel van het gebied is gestart in 2021 en wordt dit in 2022 en 2023 jaar voortgezet en in het oostelijk deel is gestart in 2022 en voortgezet in 2023 en 2024. Verwachting is dat de

verlaagde kreeftendichtheden hergroei van waterplanten mogelijk maken en dat dat leidt tot herstel van populaties van predatoren. Dit ecosysteemherstel zal enige tijd nodig hebben. Tot die tijd zal er behoefte aan extra wegvangen van kreeften om herstel van de kreeftenpopulatie tegen te gaan.

Maatregel: Extensief blijven wegvangen rivierkreeften na de drie jaar geplande reductie.

Waar: Gehele Molenpolder.

Wanneer: 2023-2025.

4.1.1.2 *In standhouden van onderhoud van kreeftwering tussen oost en west*

Probleem: Molenpolder Oost en West wijken van elkaar af. In het oostelijk deel zijn veel kleine waterlichamen met relatief veel beschutting, terwijl in het westen de wind meer grip heeft op de wateren. Ook staat west onder directe invloed van inlaatwater en lijkt een deel van het gebied te lijden te hebben van nalevering P door intensieve graafwerkzaamheden. De ruimtelijke verschillen leiden mogelijk tot verschillen in de effectiviteit van afwissen of de mate van ecosysteemherstel. Het kan daarom nodig zijn om beide delen van het gebied van elkaar te scheiden m.b.t. rivierkreeften. Met hetzelfde doel is in het verleden een tijdelijke kreeftenwering geplaatst tussen oost en west.

Maatregel: In standhouden en onderhoud van de kreeftenwering.

Waar: Grens Molenpolder oost en west.

Wanneer: 2023-2025.

4.1.2 Verbeteren waterkwaliteit

4.1.2.1 *Verwijderen van bosopslag op de oevers*

Probleem: Het water in de Molenpolder is lokaal nog relatief rijk aan fosfaat. Daardoor is het lastiger om uit de troebele toestand te komen en herstel van waterplanten te krijgen. Verschillende maatregelen worden reeds buiten dit project genomen voor een betere waterkwaliteit. Een bron van nutriënten die nog niet wordt aangepakt is invallend blad.

Maatregel: Verwijderen van bos op de oevers. In Molenpolder west is dit door Staatsbosbeheer al op grote schaal gedaan. In het oostelijk deel van het gebied zijn veel oevers echter nog begroeid met bomen. Dat areaal willen we terugdringen. Uitdaging daarbij is dat er meerdere eigenaren in betrokken zijn. Door de complexe eigendomssituatie is daadwerkelijke uitvoering niet mogelijk in dit project. Wel worden de eerste stappen ondernomen door in gesprek te gaan met eigenaren en bereidheid tot medewerking bij houtkap te verkennen.

Waar: Molenpolder Oost.

Wanneer: 2023-2027.

Hoe: Probleem van bosopslag en mogelijkheden voor omvorming bespreekbaar maken bij eigenaren.

Risico: Vertroebeling van water door werkzaamheden voorkomen door zorgvuldig te werken bij verwijderen van bomen.

4.1.2.2 *Instellen flexibel peilbeheer*

Probleem: De Molenpolder heeft een grote inlaatbehoefte vanwege de grote wegzijging naar de Bethunepolder. Dit inlaatwater bevat fosfor. Op 17-12-2015 heeft waterschap AGV

een nieuw peilbesluit vastgesteld om een flexibel peil te kunnen instellen in de Molenpolder. Dit nieuwe peilbeheer is nog niet ingesteld vanwege diverse bezwaren en beroepszaken. In het najaar van 2022 wordt het flexibel peil ingesteld. Het is van belang dat via de inlaat geen kreeften, bodemwoelende en planktivore vis naar binnen komt.

Maatregel: Verminderen van hoeveelheid inlaatwater door instellen flexibel peilbeheer.
Bouw van een viswering bij het inlaatpunt.

Wanneer: 2023.

Risico: Verhoging interne fosforbelasting voorkomen door onderzoek of dit daadwerkelijk een risico is en dan het flexibel peilregime kleiner te maken.

4.1.2.3 Aanpak baggerproblematiek

Probleem: In het zuidoostelijk deel van Molenpolder liggen particuliere wateren en die zijn 15 jaar geleden niet gebaggerd. Er ligt daar veel bagger. Er worden in dit deel van de Molenpolder significant meer kreeften gevangen dan in de rest van de Molenpolder, wat een aanwijzing is dat deze bagger voedselrijk is. De eigendommen van SBB in Molenpolder en van vereniging Gravingen in de Molenpolder zijn ongeveer 15 jaar geleden gebaggerd. Aanvullend kan lokaal baggeren of een alternatief nodig zijn als dit leidt tot negatieve effecten op de waterkwaliteit. Het is echter nu niet duidelijk waar. Met de huidige kennis is het te vroeg om de maatregel baggeren Molenpolder al uit te voeren omdat:

- Kennis ontbreekt over de bagger wat betreft hoeveelheid, kwaliteit bagger, kwaliteit van de bodem onder de bagger, kosten etc.
- Kennis ontbreekt over de invloed van de bagger op de waterkwaliteit en ecologie van de gehele Molenpolder. Het wateroverschot van het niet gebaggerde deel van de Molenpolder wordt via het gebaggerde deel afgevoerd. Dit zou kunnen leiden tot een verslechtering van de waterkwaliteit door een hoge fosforbelasting in het 'schone' deel van MP.
- In 2027 bij waternet gepland staat om de hoofdwatgang in de Molenpolder te baggeren en het belangrijk is om deze activiteit te integreren met de baggerproblematiek van deze particuliere percelen.
- De vraag is of baggeren de juiste oplossing of dat een alternatieve aanpak effectiever is, zoals bijvoorbeeld lokaal beijzeren van de waterbodem of afdekken.

Maatregel: Bodemkwaliteit, hoeveelheid, kwaliteit bagger en effect op Molenpolder in beeld brengen. Indien bagger bijdraagt aan verslechtering waterkwaliteit in de Molenpolder dan zuidoostelijk deel van MP tijdelijk afkoppelen zolang baggeren of een alternatieve aanpak niet heeft plaatsgevonden. Ook om tijdens het baggeren vertroebeling in het goede deel van de Molenpolder te voorkomen. Plan maken met SBB en particulieren in MP voor optimale gezamenlijke oplossing en financiering zoeken.

Waar: Gehele Molenpolder.

Wanneer: 2023.

4.1.2.4 Introductie van mosselen

Probleem: Het water in de Molenpolder is niet stabiel helder, wat herstel van waterplanten frustreert.

Maatregel: Introductie van Anodonta-mosselen

Waar: Er is voor zover bij ons bekend geen ervaring met het uitzetten van grote zoetwatermossels ter verbetering van de waterkwaliteit. Ook is nog niet duidelijk of deze dieren goed verkrijgbaar zijn. Daarom is het verstandig om hiermee eerst ervaring op te doen op kleine schaal.

Wanneer: Voorjaar 2023.

Hoe: Verkennen verkrijgbaarheid Anodonta-soorten.

Opstellen van protocol voor waarborgen dierenwelzijn tijdens vangst en transport.

Uitzetten van mosselen afhankelijk van verkrijgbaarheid.

Uitzetten verspreid in afsluitbaar deel van het gebied.

4.1.3 Stimuleren van predatie op rivierkreeft door vis en vogels

Natuurlijke predatoren helpen om de kreeften aantallen laag te houden. De predatie druk wordt gezocht bij: paling, meerval, snoek, baars en fuut.

In voorgaande hoofdstukken is een inschatting gemaakt van de hoeveelheid predatie die nodig is om de aanwas van rivierkreeften te onderdrukken en daarmee na afvissen de kreeftenpopulatie laag te houden (paragraaf 3.3.4). Hiervoor is naar schatting een predatiedruk van 102 tot 128 kg kreeft/ha/jaar nodig. De huidige predatorenpopulaties leveren echter slechts een predatiedruk van ca. 50 kg kreeft/ha/jaar (Tabel 12). Indien maatregelen worden genomen waardoor de leefomstandigheden van predatoren verbeteren en hun populaties kunnen toenemen kan onder optimale omstandigheden een maximale predatiedruk van 185 kg kreeft/ha/jaar bereikt worden. Echter in de praktijk zal de effectieve predatiedruk lager zijn, aangezien paling en baars juveniele kreeften prefereren over volwassen dieren.

Tabel 12. Geschatte huidige en maximaal realiseerbare predatiedruk op uitheemse rivierkreeften in de Molenpolder.

Soort	Huidige predatiedruk door predatoren (kg kreeft/ha/jaar)	Beoogde predatiedruk predatoren (kg kreeft/ha/jaar)
Paling	2	50
Meerval	0	28
Snoek	30	50
Baars	6	6
Fuut	11	51
Totaal	49	185

Bij uitzetten van vissen zijn een aantal aspecten belangrijk voor het welzijn van de dieren. Zo is het wenselijk om de duur van opslag zo kort mogelijk te houden met een minimaal aantal handelingen. Wildvang heeft de voorkeur over gekweekte dieren, omdat die laatste niet gewend zijn aan het buitenleven maar aan een voedautomaat. In het geval van paling kan eventueel gebruik worden gemaakt van voorgestreekte pootaal. Dat is glasaal die een aantal maanden wordt opgekweekt tot 15 cm pootaal. Pootaal is minder kwetsbaar dan glasaal. Groot nadeel is wel dat deze 15 cm palinkjes pas na jaren mogelijk op kreeftjes gaan prederen. Tijdens transport mag de buitentemperatuur niet hoger zijn dan 20° C. Uitzondering is paling, die heeft in warme perioden (wanneer de meeste aal gevangen wordt) voldoende aan transport in water dat koud is getankt

of waar ijs is toegevoegd. Transport van snoek en meerval in beluchte bakken met lage watertemperatuur.

4.1.3.1 *Uitzetten van paling*

Probleem: Voor populatieherstel is intrek van paling onvoldoende.

Maatregel: Uitzetten van jonge paling.

Waar: Gehele Molenpolder .

Wanneer: Paling stelt weinig eisen aan zijn habitat en kan daardoor direct worden uitgezet. Mei/juni 2023, en bijplaatsen elke 2 jaar wanneer het niet te warm is.

Hoe: Opstellen van protocol voor waarborgen dierenwelzijn tijdens vangst en transport. In 2023 50 kg/ha aan kleine dieren (30-40cm), afkomstig uit wildvang. Indien pootaal wordt gebruikt volstaan minder kg/ha.

5-10% van de dieren wordt voorzien van pittags t.b.v. bepaling van de individuele groei tijdens monitoring.

In 2025 en 2027 10 kg/ha aan kleine dieren (30-40cm), afkomstig uit wildvang.

Beroepsvissers benaderen voor levering (2500 kg in 2023, 500 in 2025 en 2027)

Uitzetten verspreid door gebied.

4.1.3.2 *Uitzetten van meerval*

Probleem: Voor populatieherstel is intrek van meerval onvoldoende.

Maatregel: Uitzetten van jonge meerval.

Waar: Er is geen ervaring met het uitzetten van meerval en hoe de soort zich gaat gedragen. Daarom is het verstandig om eerst ervaring op te doen in enkele kleine afsluitbare petgaten.

Wanneer: Mei/juni 2023 wanneer het niet te warm is of wanneer dieren verkrijgbaar zijn

Hoe: Opstellen van protocol voor waarborgen dierenwelzijn tijdens vangst en transport

Draagvlak genereren bij beheerders en in omgeving

Toestemming RVO regelen

Natuurtoets regelen bij provincie Utrecht

Uitzetten 4-5 stuks/ha kleine dieren afkomstig uit wildvang

Uitzetten verspreid in afsluitbaar deel van het gebied

Dieren voorzien van een inwendige zender om terug vangen t.b.v. monitoring te vergemakkelijken.

Beroepsvissers benaderen voor mogelijkheden van levering

4.1.3.3 *Uitzetten van snoek*

Probleem: Populatieherstel van snoek duurt enkele jaren.

Maatregel: Uitzetten van eerstejaars snoek.

Waar: In compartimenten wordt versneld gewerkt aan vegetatieherstel waardoor de draagkracht voor snoeken toeneemt. Daar is het zinvol om herstel van de snoekenpopulatie te versnellen. Elders in de Molenpolder zal de vegetatieontwikkeling trager verlopen en kan de snoekenpopulatie daar gelijk in opgaan.

Wanneer: Winter 2022/2023, transport in plastic zakken met perslucht.

Hoe: Uitzetten 16-20 stuks/ha kleine dieren afkomstig uit kweek

Uitzetten verspreid in compartimenten met vegetatieherstel

4.1.3.4 Herstel structuren als voor nestgelegenheid fuut

Probleem: Onvoldoende nestgelegenheid voor fuut.

Maatregel: Aanbieden kunstmatig nestsubstraat.

Waar: 30 locaties verspreid over de gehele Molenpolder

Wanneer: Februari 2023

Hoe: Het natuurlijke voorkeurshabitat, d.w.z. brede zones met waterriet, is in de Molenpolder lastig te realiseren. Eveneens veel als broedplaats gebruikte overhangende (wilgen)bomen zouden kunstmatig gerealiseerd kunnen worden door bomen als 'steekbakens' in de grond te steken of door omgezaagde bomen half op de kant te leggen. Het zagen, verslepen en/of insteken (in harde zandbodem) van bomen of grote takken is echter bewerkelijk. Daarom bevelen we aan om in eerste instantie een 30-tal "nesthulpen" (nisthilfe) aan te bieden naar het voorbeeld van Schücking (1976). Oftewel, vloten van ca 1,5m² opgebouwd uit een losse verzameling berken- en elzentakken met een draagkracht van circa 2 kg. en met een verankering naar de bodem (bijvoorbeeld middels een steen+touw) De verankering dient ervoor te zorgen dat de nesten niet weg (of tegen de kant) kunnen drijven. Omdat vooralsnog onzeker is of futen dergelijke 'open platforms' in de Molenpolder zullen accepteren, kan overwogen worden om een aantal platforms met opgaande zijtakken aan te bieden. Indien de "nesthulpen" niet aan slaan, kunnen substituties van 'overhangende wilgen' altijd nog overwogen worden.

4.1.4 Herstel van water- en oeervervegetatie

4.1.4.1 Toetsen of waterplanten zichzelf herstellen 1

Probleem: Sinds 2021 wordt intensief gevist op rode Amerikaanse en geknobbelde rivierkreeft. In juli 2022 zijn de dichtheden in Molenpolder West met ongeveer 50% gedaald, maar er treedt nog geen spontaan herstel op van waterplanten. Deze waterplanten zijn noodzakelijk voor herstel van de populatie snoek, een van de predatoren van rivierkreeften. Verwachting is dat een verdere reductie van de kreeftenstand leidt tot herstel van waterplanten, maar helemaal zeker is dat niet. Dat wordt op twee manieren getoetst.

Maatregel: Intensief wegvangen van rivierkreeften om te toetsen of waterplanten zich vervolgens herstellen.

Momenteel wordt reeds extra intensief kreeften gevangen in een van de geïsoleerde wateren van een particulier eigenaar ten behoeve van een nauwkeurige dichtheidsbepaling van de kreeftenpopulatie. Deze plas is te voedselrijk om deze intensieve bevissing voort te zetten. Er wordt gezocht naar een geïsoleerde plas die minder slib heeft.

Waar: Geïsoleerde voedselarme plas

Wanneer: 2023-2025

4.1.4.2 *Toetsen of waterplanten zichzelf herstellen 2*

Maatregel: Lokaal afscheidingen maken met tunnelfuiken die door intensief wegvangen van rivierkreeften een plek nagenoeg kreeftenvrij maken. Hierin kan worden getoetst of waterplanten zich herstellen.

Waar: Vier locaties verspreid door de Molenpolder

Wanneer: 2022-2023

4.1.4.3 *Plaatsten van rasters en aanleg taluds t.b.v. herstel van emergente vegetatie*

Probleem: De oevers in de Molenpolder zijn steil en emergente planten ontbreken. Deze planten vormen een belangrijk opgroei- en overwinteringshabitat van snoek en bieden broedgelegenheid aan futen. Mogelijk is dit het gevolg van vraat door watervogels.

Maatregel: In meerdere laagveenplassen met steile oevers zoals in Molenpolder leidt afrasteren wel tot herstel van emergente vegetatie. Hierdoor wordt vraat aan riet door watervogels voorkomen. Omdat snoek in staat moet zijn om de nieuw ontstane zone van emergente planten te bereiken is het van belang het raster niet tot aan de bodem door te laten lopen.

Een tweede manier om emerse vegetatie te stimuleren is de aanleg van taluds.

Waar: Plaatsen rasters verspreid door de Molenpolder, totaal 2-3 km oeverlengte

Aanleg taluds op kleine schaal in de compartimenten.

Wanneer: 2023-2025

4.1.4.4 *Introduceren van submerse vegetatie*

Probleem: Een voldoende bedekking (25-40%) van waterplanten is essentieel voor een sterk snoekbestand. Deze ontbreken nu. Ook krabbenscheer biedt schuilgelegenheid aan diverse dieren zoals snoek, maar is bovendien van belang vanwege zijn rol als biobouwer in de mesotrofe verlanding. Spontaan herstel van deze soort zal niet plaatsvinden. In 2022 is een eerste ronde van herintroductie van krabbenscheer geweest.

Maatregel: Aanvullende herintroductie van Krabbenscheer indien introducties van 2022 succesvol zijn gebleken.

Introduceren van andere waterplanten om vegetatieontwikkeling te versnellen.

Waar: In enkele kleine plassen; herintroductie met waterplantfracties verspreid over gehele molenpolder

Wanneer: 2023-2025

4.2 Monitoring

4.2.1 Fysisch chemische monitoring

- Continuering van reguliere monitoring Waternet;
- Extra meetpunten in kleine compartimenten waar maatregelen worden genomen.

4.2.2 Rivierkreeftenpopulaties

- Drie keer per jaar vindt er kreeftenmonitoring plaats;
- Monitoring van de kreeftenpopulatie wordt uitgevoerd volgens de monitoringsmethode uit 2021, waarbij op vaste trajecten van 50 meter met 12 korven gedurende 24 uur kreeften worden gevangen;
- Gevangen kreeften worden meegenomen.

4.2.3 Visstand

- Eén keer per jaar vindt er bevissing plaats;
- Baars en snoek worden gemonitord met behulp van KRW methode: elektrovisserij vanaf de boot en zegenvisserij op open water;
- Als planten zich goed gaan ontwikkelen wordt niet meer met zegen gevestig. Dan wordt er gebruik gemaakt van pulsdraden – een 2 meter brede baan met stroomdraden naast boot met speciale stroompulsen
- Met deze methode worden paling en meerval gemakkelijk gemist. Daarom worden deze soorten aanvullende bevist met behulp van fuiken;
- Lengte van alle dieren wordt opgemeten;
- Uitgezette dieren (meerval en paling) met pittags worden bovendien gewogen.

4.2.4 Predatorendieet - snoek, meerval en paling

- Dieren worden drie keer per jaar verzameld of in het geval van meerval aanvullend opgespoord door het peilen van de aangebrachte pittags;
- Van elke soort worden 5-10 dieren verdoofd;
- Het dieet wordt onderzocht door bijvoorbeeld spoelen van de magen. De voedselresten worden geconserveerd en meegenomen voor identificatie;
- Prooien worden in het lab op naam gebracht en geteld;

Bovenstaande handelingen vallen onder de Wet op dierproeven. Dit brengt met zich mee dat er een speciale ontheffing voor moet worden aangevraagd en dat dit enkel door bevoegd personeel mag worden gedaan, afgezien van het dierlijk ongerief.

4.2.5 Emerse en submerse vegetatie

Monitoring van waterplanten gaat als volgt, waarbij het handboek hydrobiologie (STOWA, 2019) de basis vormt voor het voorgestelde plan:

- Er worden 50 locaties in de Molenpolder gekozen waarvan verwacht kan worden dat de vegetatie hier snel tot ontwikkeling komt wanneer het systeem begint om te slaan. Vijfentwintig locaties voor emergente oevervegetatie en 25 voor submerse waterplanten. Hierbij dient niet alleen rekening gehouden te worden met abiotische condities als diepte en doorzicht, maar ook met de geschatte rivierkreeftenpopulatie. Intensiever beviste locaties kunnen een geschikte locatie zijn voor waterplantenmonitoring;
- De monitoringslocaties bevatten zowel plekken waar maatregelen zijn genomen ter stimulering van planten als locaties waar geen aanvullende maatregelen zijn genomen;

- Op elke locatie wordt een proefvlak van ca. 10 x 10 meter gekarteerd aan de hand van de Tansley+ methode. Hierbij wordt ook de totale bedekking en de bedekking per groeivorm (submers, drijvend, emers, kroos, flab) genoteerd;
- Doorzicht en diepte wordt in elk van de proefvlakken en drie locaties gemeten;
- De waterplantenmonitoring dient te worden uitgevoerd in juli;
- De hoekpunten van de monitoringslocatie worden vastgelegd met een GPS, zodat de locaties in het navolgende jaar exact kunnen worden teruggevonden en opnieuw kunnen worden gekarteerd.

4.2.6 Watermacrofauna

- Er worden 6 locaties in de Molenpolder gekozen waarvan verwacht kan worden dat de vegetatie hier snel tot ontwikkeling komt wanneer het systeem begint om te slaan. Dit zijn 2 plekken emergente oevervegetatie wordt afgeschermd met gaas, 2 plekken waar krabbescheer is geïntroduceerd en 2 plekken waar submerse waterplanten worden ingebracht;
- Jaarlijks in juni worden de monsters genomen;
- Monsternamen gebeuren door een standaard watermacrofaunanet (20 x 25 cm) schoksgewijs door de vegetatie te bewegen over een lengte van 5 m;
- Monsters worden op het lab uitgezocht op aanwezige fauna;
- Fauna wordt gesorteerd en geteld op hoofdgroepen, van een aantal kenmerkende groepen wordt de verzamelde dieren tot soort op naam gebracht;
- Op 17 locaties wordt al enkele jaren in september de aanwezigheid van grote ongewervelden (waterroofkevers, wantsen en libellen) gemonitord. Deze monitoring loopt nog door in 2023 en 2024. De monitoring van het "ongewervelde predatorenlandschap" wordt gecontinueerd en indien nodig uitgebreid met enkele punten voor een aansluiting bij de maatregelen tegen rivierkreeften.

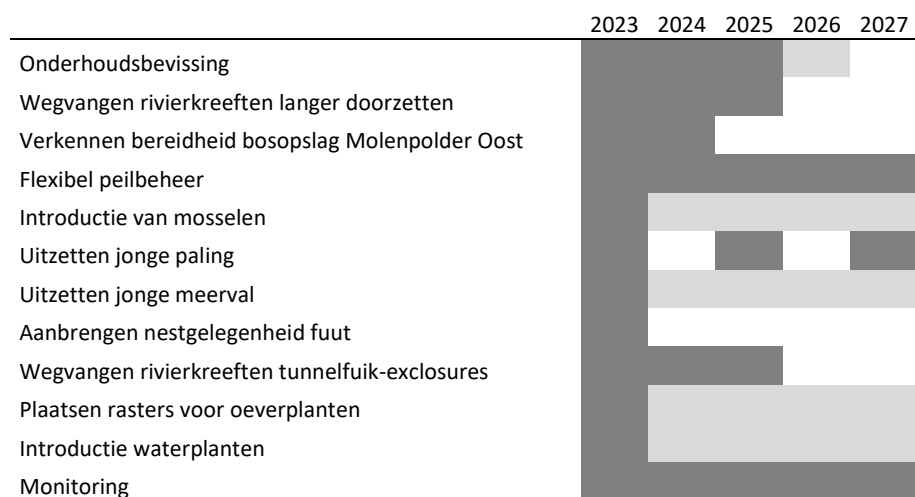
4.2.7 Futen

- Tijdens het broedseizoen wordt jaarlijks eenmalig het gebruik van de aangebrachte nestconstructies voor futen vastgelegd;

4.3 Planning

Niet alle maatregelen vinden gelijktijdig plaats (Tabel 13). De meeste ingrepen worden eenmalig intensief uitgevoerd aan de start van het project, zoals stimuleren van sleutelsoorten (planten, mosselen, predatoren). In de daarop volgende jaren worden deze maatregelen met een lagere intensiteit herhaald indien uit de monitoring blijkt dat dat nodig is.

Tabel 13. Planning werkzaamheden. Donkergrijs: primaire uitvoering, Lichtgrijs: nazorg.



5 Referenties

- Acou, A., E. Rivot, J. A. Van Gils, A. Legault, F. Ysnel, and E. Feunteun. 2011. Habitat carrying capacity is reached for the European eel in a small coastal catchment: evidence and implications for managing eel stocks. *Freshwater Biology* 56:952-968.
- Alcorlo, P., W. Geiger, and M. Otero. 2008. Reproductive biology and life cycle of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea: Decapoda) in diverse aquatic habitats of South-Western Spain: Implications for population control. *Fundamental and Applied Limnology* 173:197.
- Amori, G., and C. Battisti. 2008. An invaded wet ecosystem in central Italy: an arrangement and evidence for an alien food chain. *Rendiconti Lincei* 19:161-171.
- Aquiloni, L., S. Brusconi, E. Cecchinelli, E. Tricarico, G. Mazza, A. Paglianti, and F. Gherardi. 2010. Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions* 12:3817-3824.
- Baldrige, A. K., and D. M. Lodge. 2014. Long-term studies of crayfish-invaded lakes reveal limited potential for macrophyte recovery from the seed bank. *Freshwater Science* 33:788-797.
- Beja, P. R. 1996. An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *Journal of Applied Ecology*:1156-1170.
- Blake, M., and P. Hart. 1995. The vulnerability of juvenile signal crayfish to perch and eel predation. *Freshwater Biology* 33:233-244.
- Breteler, J. K., W. Dekker, and E. Lammens. 1990. Growth and production of yellow eels and glass eels in ponds. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 75:189-205.
- Carol Bruguera, J. 2007. Ecology of an invasive fish (*Silurus glanis*) in Catalan reservoirs. Universitat de Girona.
- Carol, J., L. Benejam, J. Benito, and E. Garcia-Berthou. 2009. Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. *Fundamental and Applied Limnology* 174:317-328.
- Carss, D., D. Elston, K. Nelson, and H. Kruuk. 1999. Spatial and temporal trends in unexploited yellow eel stocks in two shallow lakes and associated streams. *Journal of Fish Biology* 55:636-654.
- Clarke, L. R. 2010. Population Density and Growth of the Freshwater Mussel *Anodonta californiensis* in a Flow-Fragmented Stream. *Journal of Freshwater Ecology* 25:179-192.
- Claus, M. P. A., N. Van Kessel, and O. Wolders. 2021. De opmars van Europese meerval (*Silurus glanis*) in de Nederlandse wateren – huidige verspreiding en potentiële effecten. Bureau Waardenburg.
- Copp, G. H., J. R. Britton, J. Cucherousset, E. Garcia-Berthou, R. Kirk, E. Peeler, and S. Stakenas. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries* 10:252-282.
- Correia, A. M. 2001. Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Cambaridae) in a freshwater marsh (Portugal). *Journal of Zoology* 255:533-541.
- Correia, A. M. 2003. Food choice by the introduced crayfish *Procambarus clarkii*. Pages 517-528 *in* *Annales Zoologici Fennici*. JSTOR.

- Cronin, G., D. M. Lodge, M. E. Hay, M. Miller, A. M. Hill, T. Horvath, R. C. Bolser, N. Lindquist, and M. Wahl. 2002. Crayfish feeding preferences for freshwater macrophytes: the influence of plant structure and chemistry. *Journal of Crustacean Biology* 22:708-718.
- Cusell, C., B. Brederveld, L. Doef, M. Jnas, D. Lammers, M. Tangerman, E. Weerman, L. Moth, J. Kampen, and R. van de Haterd. 2020. Rode Amerikaanse rivierkreeften in Nederland: relaties met milieu-en omgevingsfactoren. 9057738821, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA).
- Czarnecki, M., W. Andrzejewski, and J. Mastyński. 2003. The feeding selectivity of wels (*Silurus glanis* L.) in Lake Góreckie. *Archives of Polish Fisheries* 11:141-147.
- De Hoop, L., J. Van der Loop, H. Van Kleef, E. De Hullu, and R. Leuven. 2016. Maatregelen voor het elimineren en beheersen van invasieve exoten van EU-belang in Nederland. Rapport Radboud Universiteit.
- De Laak, G. A. J., and W. A. M. Van Emmerik. 2006. Kennisdocument 13 Snoek. Sportvisserij Nederland.
- Dekker, W. 2007. Report on the eel stock and fishery in the Netherlands, 2007. National annual report to ICES.
- Diana, J. S. 1979. The feeding pattern and daily ration of a top carnivore, the northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Zoology* 57:2121-2127.
- Dörner, H., C. Skov, S. Berg, T. Schulze, D. Beare, and G. Van der Velde. 2009. Piscivory and trophic position of *Anguilla anguilla* in two lakes: importance of macrozoobenthos density. *Journal of Fish Biology* 74:2115-2131.
- Van Drimmelen D. E. 1953. Opbrengsten van het viswater bij de Binnenvisserij. *Visserij-Nieuws* 6: 114-117.
- Droog, M., and C. Cusell. 2018. Nulmonitoring Noorderpark; Evaluatie uitgangssituatie Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven, Westbroekse Zodden en Molenpolder., Dactylis en Witteveen&Bos. .
- Elvira, B., G. G. Nicola, and A. Almodovar. 1996. Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. *Journal of Fish Biology* 48:437-446.
- Ferreira, M., J. Gago, and F. Ribeiro. 2019. Diet of European catfish in a newly invaded region. *Fishes* 4:58.
- Flinders, J. M., and S. A. Bonar. 2008. Growth, condition, diet, and consumption rates of northern pike in three Arizona reservoirs. *Lake and Reservoir Management* 24:99-111.
- Gherardi, F., and P. Acquistapace. 2007. Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. *Freshwater Biology* 52:1249-1259.
- Gherardi, F., L. Aquiloni, J. Diéguez-Uribeondo, and E. Tricarico. 2011. Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquatic Sciences* 73:185-200.
- Grimm, M., E. Jagtman, and M. Klinge. 1992. Fosfaatgehalten en de haalbaarheid van 'actief biologisch beheer', een visbiologisch perspectief. *H2 O* 25:424-431.
- Hansen, G. J. A., C. L. Hein, B. M. Roth, M. J. Vanderzanden, J. W. Gaeta, A. W. Latzka, and S. R. Carpenter. 2013. Food web consequences of long-term invasive crayfish control. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70:1109-1120.
- Hein, C. L., B. M. Roth, A. R. Ives, and M. J. V. Zanden. 2006. Fish predation and trapping for rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) control: a whole-lake experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:383-393.

- Hein, C. L., M. J. Vanderzanden, and J. J. Machnuson. 2007. Intensive trapping and increased fish predation cause massive population decline of an invasive crayfish. *Freshwater Biology* 52:1134-1146.
- Heunks, E. 2017. Broedvogels van de Molenpolder (middendeel) in 2017. BMP telling 2017.
- Heuts, P. 2012. Onderzoek naar rivierkreeften in het beheergebied van het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden: bundeling van onderzoeksresultaten 2006-2012. Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden.
- Hirvonen, H. 1992. Effect of backswimmer (*Notonecta*) predation on crayfish (*Pacifastacus*) young - autotomy and behavioral - responses. *Annales Zoologici Fennici* 29:261-271.
- Jaarsma, N., M. Klinge, L. Lamers, and B.-J. van Weeren. 2008. Van helder naar troebel... en weer terug: een ecologische systeemanalyse en diagnose van ondiepe meren en plassen voor de kaderrichtlijn water. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer STOWA.
- Kanters, S. 2019. Absence of *Stratiotes aloides* L.: is vegetation destruction by *Procambarus clarkii* (Girard) the key? , Witteveen+Bos, Utrecht University.
- Kiekhäfer, H. 2002. Mögliche Ursachen für den drastischen Rückgang des Kamberkrebsses (*Orconectes limosus*) in Rhein und seinen Nebenwassern nördlich von Karlsruhe. . *Fischer & Teichwirt* 1:24-25.
- Kraak, E. M. 1985. Nesthulp voor Futen (*Podiceps cristatus*). *Het Vogeljaar* 33:257-261.
- Kryger, J., and H. U. Riisgård. 1988. Filtration rate capacities in 6 species of European freshwater bivalves. *Oecologia* 77:34-38.
- Lemmers, P., F. Collas, R. Gylstra, B. Crombaghs, G. van der Velde, and R. Leuven. 2021a. Risico's en mogelijk beheer van invasieve rivierkreeften.
- Lemmers, P., F. P. Collas, R. Gylstra, B. H. Crombaghs, G. v. d. Velde, and R. S. Leuven. 2021b. Risks and management of alien freshwater crayfish species in the Rhine-Meuse river district.
- Lemmers, P., B. Crombaghs, and R. Leuven. 2018. Invasieve exotische kreeften in het beheergebied van waterschap Rivierenland. Verkenning van effecten, risico's en mogelijke aanpak. *Natuurbalans-Limes Divergens BV, Radboud Universiteit & Nederlands Expertise Centrum Exoten, Nijmegen. LEUVEN, RSEW (1981) Zoetwaterkreeften in Limburg. De Natuurgids* 19:80-83.
- Lemmers, P., R. Van der Kroon, H. Van Kleef, J. J. F. Verhees, G. Van der Velde, and R. S. E. W. Leuven. 2022. Limiting burrowing activity and overland dispersal of the invasive alien red swamp crayfish *Procambarus clarkii* by sophisticated design of watercourses. *Ecological Engineering* In press.
- Leys, H. N., and J. J. F. E. De Wilde. 1968. Nestplaatskeuze en nestmateriaal bij Futen. *De Levende Natuur* 71:265-272.
- Ligtvoet, W., S. Semmekrot, and M. P. Grimm. 1993. Ecologisch herstel Veluwerandmeren : gewenste inrichting als snoekhabitat. Witteveen+Bos.
- Martelloni, G., S. Marsili Libelli, and F. Bagnoli. 2012. A dynamical population modeling of invasive species with reference to the crayfish *Procambarus clarkii*. *A Dynamical Population Modeling of Invasive Species with Reference to the Crayfish Procambarus Clarkii*:47-70.
- Meyburg, B., D. Christie, G. Kirwan, and J. Marks. 2018. *Handbook of the Birds of the World Alive*.
- Mona, M., N. Geasa, and K. Sharshar. 2000. Chemical composition of freshwater crayfish (*Procambarus clarkii*) and its nutritive value. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries* 4:19-34.
- Musseau, C., C. Boulenger, A. J. Crivelli, I. Lebel, M. Pascal, S. Boulêtreau, and F. Santoul. 2015. Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology* 60:636-645.

- Neveu, A. 2001. Les poissons carnassiers locaux peuvent-ils contenir l'expansion des écrevisses étrangères introduites? Efficacité de 3 espèces de poissons face à 2 espèces d'écrevisses dans des conditions expérimentales. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture*:683-704.
- Nieuwkamer, R. L. J., S. Kanters, F. D. Cieraad, C. Cusell, R. J. Brederveld, and J. Kampen. 2020. Maatschappelijke kosten-batenanalyse van het reduceren van de populatie uitheemse rode Amerikaanse rivierkreeft in de Molenpolder en polder Kromme, Geer en Zijde. STOWA.
- Oliveira, J., and A. Fabião. 1998. Growth responses of juvenile red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* Girard, to several diets under controlled conditions. *Aquaculture Research* 29:123-129.
- Ottburg, F., and I. Roessink. 2020. Zijn er nog ondergedoken waterplanten in de Molenpolder bij Tienhoven?: Onderzoek naar de vitaliteit van de zaadbank in waterbodems van de Molenpolder bij Tienhoven in de provincie Utrecht. Wageningen Environmental Research.
- Rach, J., and T. Bills. 1989. Crayfish control with traps and largemouth bass. *The Progressive Fish-Culturist* 51:157-160.
- Reynolds, J. 2011. A review of ecological interactions between crayfish and fish, indigenous and introduced. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*:10.
- Rip, W. J., J. Kampen, G. Ter Heerdt, Y. Janssen, A. Roeffen, R. Beenen, B. Van Dijk, and H. Kampf. 2021. Reduceren van rode Amerikaanse rivierkreeft in een laagveenplas. *De Levende Natuur* 122:155-159.
- Romaire, R. P., and C. G. Lutz. 1989. Population dynamics of *Procambarus clarkii* (Girard) and *Procambarus acutus acutus* (Girard)(Decapoda: Cambaridae) in commercial ponds. *Aquaculture* 81:253-274.
- Scalici, M., S. Chiesa, S. Scuderi, D. Celauro, and G. Gibertini. 2010. Population structure and dynamics of *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in a Mediterranean brackish wetland (Central Italy). *Biological Invasions* 12:1415-1425.
- Scheffer, M. 1988. Actief biologisch beheer: dweilen met de kraan open? Een minimodel. *H2O* 21:13.
- Schücking, A. 1976. Bemerkenswerter Bruterfolg des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) mit "künstlichen Nisthilfen". *Zeitschrift für vogelkunde und vogelschutz* 97:21-25.
- Söderbäck, B. 1994. Interactions among juveniles of two freshwater crayfish species and a predatory fish. *Oecologia* 100:229-235.
- Soes, M., and B. Koese. 2010. Invasive freshwater crayfish in the Netherlands: a preliminary risk analysis. *Invasive freshwater crayfish in the Netherlands: a preliminary risk analysis*.
- Spikmans, F., T. Schippers, H. Van Kleef, H. Verploegen, R. Van den Born, R. Van Grunsven, and B. Koese. 2022. Inzet biociden als faunabeschermingsmiddel bij bestrijding aquatische invasieve exoten., Ravon, Nijmegen.
- Syväranta, J., J. Cucherousset, D. Kopp, A. Martino, R. Céréghino, and F. Santoul. 2009. Contribution of anadromous fish to the diet of European catfish in a large river system. *Naturwissenschaften* 96:631-635.
- Ulikowski, D., L. Chybowski, and P. Traczk. 2018. Predation impact of common backswimmer (*Notonecta glauca* L.) on juvenile narrow-clawed crayfish (*Astacus leptodactylus* Esch.). *Aquaculture Research* 49:2072-2077.
- Van Dobben, H., J. Lamsma, and H. Kampf. 2017. Is de rode Amerikaanse rivierkreeft een ernstige bedreiging voor het veenweidegebied? *De Levende Natuur* 118:154-158.

Vejřík, L., I. Vejříková, P. Blabolil, A. P. Eloranta, L. Kočvara, J. Peterka, Z. Sajdlová, S. H. T. Chung, M. Šmejkal, and M. Kiljunen. 2017. European catfish (*Silurus glanis*) as a freshwater apex predator drives ecosystem via its diet adaptability. *Scientific reports* 7:1-15.

Vlug, J. J. 2021. *De fuut*. Uitgeverij Atlas contact, Amsterdam.

6 Bijlage Voorwaarden ontheffing

Onderbouwing die RVO vraagt voor afgeven van een ontheffing t.b.v. het uitzetten van meerval:

- Waar komt de meerval vandaan die gevangen wordt (in principe niet uit het gebied Westeinderlassen);
- Hoeveel exemplaren zullen worden weggevangen, waarbij onderbouwd moet zijn dat dit past binnen de draagkracht van de populatie die in het gebied achterblijft (wegvangst kan voor deze soort direct leiden tot een negatief effect op de populatie);
- Het effect van de uitzet op de bestaande ecologie van het gebied moet worden onderbouwd (ook uitzet van de meerval kan een effect hebben op het nieuwe gebied (het blijft een roofdier, en kan ook (veel) meer eten dan alleen de rivierkreeften);
- Daarnaast zal aangegeven moeten worden dat er draagvlak is bij de waterbeheerder, de terreinbeheerder en de visrechthebbende.

Daarnaast heeft RVO nog enkele (standaard) gegevens nodig voor de beoordeling van een ontheffing:

- NAW gegevens aanvrager;
- Kamer van Koophandel nummer aanvrager;
- Beschrijving van het doel/nut van het onderzoek;
- Periode dat de onderzoeken plaatsvinden;
- Welke vistuigen bij het onderzoek worden gebruikt;
- Welke wateren het onderzoek betreft en welke vistuigen per water worden ingezet;
- Aangeven of het onderzoek in opdracht wordt uitgevoerd;
- Aangeven of gebruik wordt gemaakt van diensten van derden die vissen op de ontheffing; en of dit medewerkers van het eigen bedrijf betreft of beroepsvissers die vermeld staan op de lijst van beroepsvissers;
- Een aantal voorbeelden aangeven van onderzoeken die de aanvrager eerder heeft uitgevoerd.