

KENNISDOCUMENT

Regionale benadering voor effectief waterkwaliteitsbeheer

Jip de Vries

Piet Verdonschot

Zoetwaterecosystemen,
Wageningen Environmental Research
September 2021



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH



Kennisimpuls
WATERKWALITEIT

Auteurs Jip de Vries, Ralf Verdonschot, Piet Verdonschot (*correspondentie:*
jip.devries@wur.nl)

Opdrachtgever Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK)

Projectgroep Gebruikerscommissie Kennisimpuls waterkwaliteit Systeemkennis ecologie en waterkwaliteit

Wijze van citeren De Vries, Jip, Verdonschot, Ralf C.M., Verdonschot, Piet F.M. (2021). Regionale benadering voor effectief waterkwaliteitsbeheer. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 20 pp.

Trefwoorden Regionaal, systeemanalyse, stroomgebied, beoordeling, diagnose, herstelmaatregelen

ISBN 978-94-6395-910-0

DOI <https://doi.org/10.18174/555369>

Licentie CC-BY-NC 4.0.

Inhoud

I	Inleiding	5
2	Achtergrondkennis: regionale patronen	7
2.1	Regionale milieu-omstandigheden	7
2.2	Regionale biologische processen	8
2.2.1	Verspreidingscapaciteit	9
2.2.2	Verbindingen in het landschap	11
3	Regionale werkwijze	12
3.1	Context-specifieke beoordeling	13
3.1.1	Overzicht aanpak	13
3.1.2	Methode opstellen regionale watertypes	14
3.2	Regionale aanpak diagnose	18
3.2.1	Methode abiotische knelpuntenanalyse	18
3.2.2	Methode biotische knelpuntenanalyse	20
3.3	Regionale instrumenten voor effectief herstel	24
3.3.1	Herstel van milieucondities	24
3.3.2	Herstel van levensgemeenschappen	26
4	Conclusies	27
5	Literatuur	28
6	Appendix	31

I Inleiding

Het stroomgebied is een samenhangend geheel waar menselijke activiteiten en natuurlijke processen op grote schaal invloed uitoefenen op de structuur van en de processen in het oppervlaktewatersysteem. Deze invloed speelt op de schaal van het stroomgebied, van delen daarvan en op locatie. Het oppervlaktewatersysteem vormt een complex van hydrologische, geomorfologische en ecologische gradiënten, en herbergt daarmee een diversiteit aan organismen (Lake et al., 2007; Poff, 1997). Zo beïnvloeden de interacties tussen waterlichaam, oeverzone en het omliggende landschap de verspreidingspatronen van organismen.

De op stroomgebiedsniveau of regionaal gestuurde processen en interacties worden echter vaak overzien bij het formuleren van geschikte maatregelen voor het beheer van waterkwaliteit. Een gelimiteerde set lokale stressoren wordt dan bekeken, terwijl het begrip van het grootschalige ecosysteemfunctioneren minder aandacht krijgt. Dit kan resulteren in ineffectief herstel (dos Reis Oliveira et al., 2020). Het ecosysteembegrip over alle schalen in ruimte en tijd is juist belangrijk daar vaak meerdere stressoren tegelijk op een ecosysteem inwerken, zoals hydromorfologische stress, hoge concentraties nutriënten, piekafvoeren of toxische belasting (Rasmussen et al., 2013), die hun oorsprong op verschillende schalen hebben.

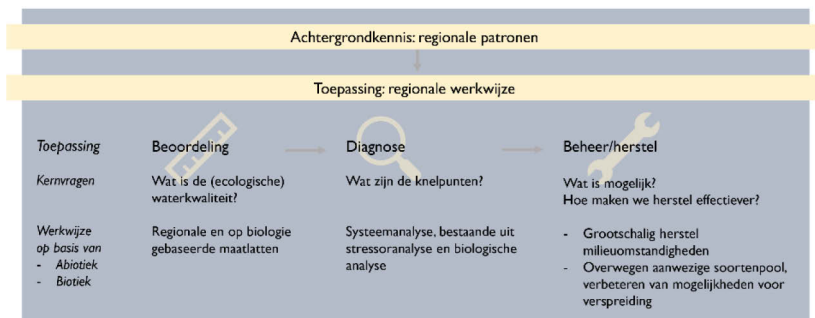
Zo kunnen piekafvoeren een gevolg zijn van verstoringen van het gehele watersysteem in het stroomgebied, kan de nutriëntenbelasting uit een in de bovenloop gelegen intensief agrarisch gebied komen en kunnen lokaal bomen zijn gekapt waardoor het water opwarmt. Het kan ook zijn dat wanneer de habitat en milieu-omstandigheden van een gedegradeerd systeem worden hersteld, ecologisch herstel uitblijft, omdat de beoogde doelsoorten het gebied niet kunnen bereiken (Blakely et al., 2006; Brederveld et al., 2011). Voor het nemen van effectieve herstelmaatregelen is het dus nodig om ook de aanwezige soortenpool en de verspreidingsmogelijkheden van doelsoorten te overwegen. Dit illustreert het belang van het overwegen van factoren die ecosystemen beïnvloeden op een regionale schaal naast enkel de lokale omstandigheden.

Daarom doelt dit document erop handvaten te geven voor een regionale benadering als basis onder beoordeling, diagnose en herstel van de ecologische waterkwaliteit, door regionaal werkende stressoren en verspreidingsprocessen toe te lichten.

Al eerder zijn er voor het waterbeheer regionale benaderingen omschreven. Het groot aantal typologieën dat ontwikkeld is ter ondersteuning van kwaliteitsbeoordeling, monitoring en het formuleren van realistische streefbeelden vormt een voorbeeld (Franken, 2014; Mol, 1985; van der Molen et al., 2018; Verdonschot et al., 2000). Voor sommige beheergebieden is echter nog niet zo'n gedetailleerd regionaal typologisch systeem opgezet voor regio-specifiek ecologisch waterbeheer. Daarom worden in dit document richtlijnen gegeven om het ecologisch waterbeheer verder regionaal toe te spitsen.

Leeswijzer

In dit document zal het belang van de regionale benadering binnen de beoordeling van ecologische waterkwaliteit, diagnose van knelpunten en herstel worden toegelicht (Figuur 1.1). Hiervoor wordt eerst een theoretische achtergrond gegeven van de processen die hierbij een rol spelen, onder andere dispersie en connectiviteit voor verschillende organismegroepen (H. 2). Daarna zal worden beschreven hoe deze kennis kan worden verwerkt in de praktijk van waterbeheer (H. 3). Daarbij wordt er eerst gekeken naar een toepassing binnen ecologische kwaliteitsbeoordeling, daarna naar een toepassing binnen diagnose van knelpunten als onderdeel van een systeemanalyse, en naar het uitvoeren van maatregelen voor ecologisch herstel.



Figuur 1.1. Regionale benaderingen binnen het waterbeheer

2 Achtergrondkennis: regionale patronen

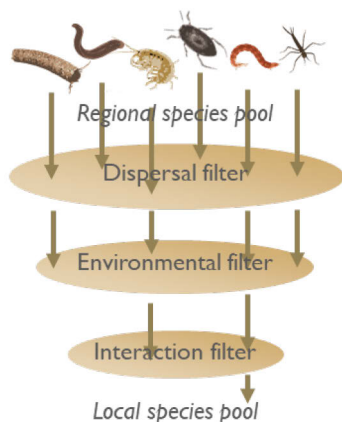
Niet elke soort komt overal voor. Of een soort lokaal ergens aanwezig kan zijn wordt bepaald door zowel verschillen in milieu-omstandigheden, dispersielimitaties en biotische interacties op verschillende ruimtelijke en tijdsschalen (Figuur 2.1, Lake et al., 2007). Deze worden hieronder uitgebreider omschreven.

2.1 Regionale milieu-omstandigheden

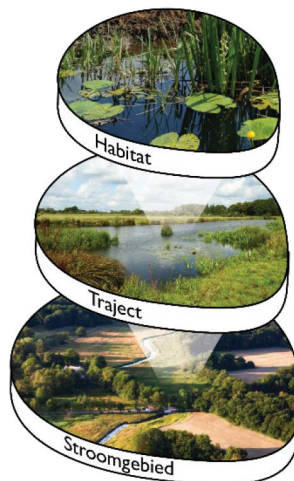
Regionale patronen van levensgemeenschappen worden gevormd door een samenspel van milieufactoren, die spelen van lokale habitatschaal tot stroomgebiedsschaal en daar voorbij op regionale ruimtelijke schaal. Deze factoren variëren elk ook over verschillende tijdsschalen. Op regionale schaal zijn deze milieufilters, ook wel *sturende systeemvoorwaarden*, te vinden in landschapkenmerken, zoals geomorfologie, reliëf en bodemtypes, en in klimatologische verschillen. Daarbinnen zijn op fijnere schaal watertypes uit te drukken met specifieke milieukenmerken, met hydrologische (stroomsnelheid, afvoervariabiliteit), chemische (concentratie nutriënten, zuurstof en toxische stoffen) en morfologische factoren (oevervorm, substraatvariabiliteit). Deze omstandigheden variëren ook door de tijd: over de jaren heen (connectiviteit, oevervegetatie), per seizoen (gemiddelde afvoer, droogte), dagelijks en over kortere periodes (temperatuur, zuurstofconcentratie, stroomsnelheid). Daarnaast zijn deze milieufactoren van elkaar afhankelijk. Deze afhankelijkheid van de milieufactoren kan worden gezien binnen een hiërarchie van schalen (Figuur 2.2). Zo is de lokale bodem- en oevermorfologie een functie van onder andere het reliëf in de regio, het grond- en bodemtype, de aanvoer van sedimenten en ander materiaal via het bovenstroomse water en van land en lokale hydraulische omstandigheden.

Samen verklaren deze milieufilters voor een deel de soortensamenstelling van organismengroepen als macroinvertebraten, vissen en macrofyten. Dit gebeurt omdat door deze omstandigheden de soorten als het ware uit de regionale

soortenpool worden gefilterd, waarbij de functionele kenmerken (traits) bepalen of een soort lokaal ergens kan gedijen (Poff, 1997).



Figuur 2.1. Assemblage filters (bewerkt naar Lake et al., 2007).



Figuur 2.2. Hiërarchie van schalen binnen het ecosysteem

2.2 Regionale biologische processen

Om te begrijpen hoe de regionale verspreidingspatronen van soorten verder tot stand komen, wordt hier verder ingegaan op het belang van verspreidingscapaciteit van organismen en van verbindingen in het landschap zelf. Op deze processen wordt dieper ingegaan in het KIWK-Kennisdocument *Het belang van dispersie en connectiviteit voor macroinvertebraten en planten* (Verdonschot & Verdonschot, 2021b).

2.2.1 *Verspreidingscapaciteit*

De verspreidingscapaciteit verschilt per organismegroep en per soort. Zo heeft dit te maken met specifieke morfologische eigenschappen en mobiele fases in de levenscyclus, het aantal nakomelingen, de grootte en het gewicht van de propagulen, en of er actieve dan wel passieve verspreiding van het organisme plaatsvindt.

Waarom verspreiden soorten zich? Organismen zullen niet vertrekken met het doel voor ogen om een nieuw hersteld gebied te koloniseren. Actieve verspreiding vindt plaats als gevolg van extreme omstandigheden en het zoeken naar geschikt habitat, om habitat voor een volgend levensstadium te vinden, als zoektocht naar voedsel, om passieve drift met het water te compenseren, om competitie uit de weg te gaan of voor voortplanting (Söderström, 1987). Passieve verplaatsing vindt plaats onder invloed van stroming, wind en andere relatief grotere organismen, die propagulen zowel intern en extern meegedragen (Nilsson et al., 2002; Soons et al., 2008). Ook kan, wanneer een populatie goed gedijt, een massa-effect plaatsvinden waardoor organismen in grote dichtheden voorkomen en de kans op passieve verspreiding groter is. Een actieve vorm van verspreiding zal succesvoller zijn, waar passieve verspreiding onderhevig is aan willekeur wanneer barrières in het landschap moeten worden overbrugd. In het algemeen zullen soorten met lichte propagulen gemakkelijker verspreiden (Finlay & Fenchel, 2004). Dit geldt voor planten en ongewervelden met een korte levenscyclus die veel kleine propagulen produceren (o.a. Brederveld et al., 2011).

Voor planten speelt verspreiding via passieve wegen. Zaden en stukken van de plant kunnen worden meegenomen door het water, de wind en andere organismen. Sommige soorten zijn strategisch uitgerust om de kans op verspreiding via een van deze routes te vergroten, bijvoorbeeld door een groot aantal lichte zaden te produceren, door delen van de plant te laten kleven of haken voor extern passief transport, of door drijvende zaden te produceren. Intern passief transport speelt bij planten een grotere rol. Er is ook verspreiding

door de tijd mogelijk door zaden die na een rustperiode van meerdere jaren vrijkomen uit de zaadbank.

Vissen bewegen zich op grotere ruimtelijke schaal. Voor verspreiding zijn ze afhankelijk van het waternetwerk, maar kunnen daarin grotere afstanden actief afleggen. Mogelijk speelt ook passieve verspreiding via andere organismen een rol (Hirsch et al., 2018).

Verspreiding van macrofauna speelt zich zowel passief als actief af. Binnen deze diverse groep organismen lopen de verspreidingsstrategieën dan ook uiteen. Soortengroepen met karakteristieken die verspreiding bevorderen zijn soorten met een vliegend levensstadium, actieve zwemmers en soorten die zijn toegelegd om zich ook op het land te kunnen voortbewegen (*Gammarus spp.*, rivierkreeften).

Passieve verspreiding is bij macrofauna meer voorkomend. Dit gebeurt onder andere door de wind (Soons et al., 2008; Vanschoenwinkel et al., 2008), waardoor matige vliegers toch verder kunnen reiken, zoals steenvliegen, eendagsvliegen, kokerjuffers en sommige Diptera (Kelly et al. 2001). Daarnaast vindt passieve verspreiding plaats door de waterstroming (drift) (Bilton, 2001; Gurnell et al., 2008; Nilsson et al., 2002), en door meegenomen te worden door andere organismen in het water, via het land of door de lucht (dit geldt vooral voor niet-insecten zoals mijten en bloedzuigers) (Figuerola & Green, 2002; Soons et al., 2008).

De mogelijke verspreidingsafstanden verschillen door deze verscheidenheid in routes ook mee. De meeste verspreiding vindt plaats binnen 1 km van het waterlichaam, zowel in de richting van het water als zijdelings, maar is sterk afhankelijk van de specifieke soort. De te overbruggen afstand is bij verspreiding via het water verder afhankelijk van de stromingsrichting- en sterkte. Bij verspreiding door de lucht is dispersie vaak ook beperkt tot deze afstand, maar met behulp van de wind kunnen bijvoorbeeld steekmuggen zich over meerdere kilometers verspreiden. Ook libellen kunnen zich over grotere afstanden verplaatsen. Voor Trichoptera en Plecoptera is echter bekend dat laterale verspreiding zeer beperkt is. Sundermann et al. (2011) vonden dat de afstand

waarbinnen nog regelmatig dispersie plaatsvindt tussen beken op 5 km ligt. Er is slechts weinig verspreiding over grotere afstanden (Westveer, 2018).

Wanneer organismen een nieuwe plek hebben bereikt is kolonisatie nog geen feit. Hiervoor moet er een organisme zich kunnen voortplanten en een nieuwe populatie opbouwen (Wesselingh & Cad, 1999). Organismen die veel propagulen produceren (zoals plantfragmenten of eitjes) of die asexueel voortplanten hebben daarmee een grotere kans om een nieuwe populatie te vormen.

2.2.2 *Verbindingen in het landschap*

Een tweede voorwaarde voor succesvolle verspreiding van organismen is dat het landschap hier geschikt voor is. Enerzijds is een overbrugbare afstand vereist, anderzijds is het nodig dat de route via gebieden met (minimaal) geschikte milieu-omstandigheden loopt. Door barrières in het water en op het land, zowel natuurlijk als kunstmatig van aard, treedt fragmentatie van het landschap op en wordt verspreiding bemoeilijkt.

In het water vinden we kunstmatige barrières als stuwen, duikers en overkluizingen en trajecten met ongeschikte milieu-omstandigheden. Deze vormen voor zowel de verspreiding van vissen als macroinvertebraten een belemmering. Voor vissen is er meer bekend over de mogelijkheden voor het passeren van deze barrières dan voor macroinvertebraten. De overbrugbaarheid van de barrière zelf hangt af van de toestand van de instroom- en uitstroomopening van de structuur, en of hier stroomversnellingen, hoogteverschillen of materiaalophopingen zijn.

Ook in het omringende landschap vinden we ongeschikte habitats en kunstmatige structuren die verspreiding belemmeren. Welke landtypes de verspreiding bevorderen is nog niet eenduidig, al zijn er verschillende methodes beschikbaar om deze 'landschapsweerstand' uit te drukken (Spear et al., 2010).

Samenvattend kunnen we stellen dat, voor een goed inzicht in de regionale verspreidingspatronen van organismen, het nodig is om de milieu-omstandigheden op zowel lokale als regionale schaal te overwegen, en daarnaast te kijken naar soort-specifieke verspreidingskenmerken en de connectiviteit van het omringende landschap.

3 Regionale werkwijze

Een regionale benadering is toepasbaar binnen meerdere werkvelden van het waterbeheer. Hieronder worden voorbeelden gegeven binnen beoordeling, diagnose en herstel. Deze stappen zijn een selectie die de regionale benadering illustreren. Zij staan op zichzelf en kunnen los van elkaar of als onderdeel binnen andere methodes worden toegepast.

Deze benaderingen zijn een stap binnen een integraal stroomgebiedsbeheer dat is gebaseerd op het begrip van het ecosysteemfunctioneren in plaats van op een op zichzelf staande evaluatie van een beperkte set van stressoren (Brack et al., 2009). Zowel het werken op een stroomgebiedsschaal, binnen een systeembenadering, als ook het werken binnen grotere regio's vallen binnen deze regionale werkwijze. Van belang is dat er niet enkel lokaal naar oorzaken en oplossingen voor een waterkwaliteitsprobleem wordt gezocht.

3.1 Context-specifieke beoordeling

3.1.1 Overzicht aanpak

Een regionale benadering is onder andere van belang voor een passende beoordeling van de ecologische waterkwaliteit. Grootschaligere of regionale milieu-omstandigheden kunnen een grote invloed hebben op het voorkomen en de verspreiding en vestiging van soorten uit een regionale soortenpool. Het is daarom belangrijk deze randvoorwaarden vooraf te kennen. Door uit te gaan van regionale indelingen van watertypes, gebaseerd op deze grootschalige milieu-omstandigheden, worden de aanwezige soorten enkel vergeleken met een streefbeeld van soorten die ook daadwerkelijk regionaal aanwezig zijn, en die later beschikbaar zijn voor kolonisatie van herstelde gebieden.

Eerder zijn zulke grootschaligere indelingen van milieu-omstandigheden gemaakt in de vorm van aquatisch-ecologische typologieën. Die zijn vaak gebaseerd op de milieufactoren die voor soorten het meest van belang zijn, zowel op nationale als fijnere regionale schaal. Zo zijn er de EBEO-systematiek (Franken et al. 2006), KRW-typologie (van der Molen et al., 2018), Aquatische Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001), cenotypologieën voor Limburg (Verdonschot et al., 2000), Overijssel, en Gelderland en de cenotypologie duinwateren. Voor sommige beheersgebieden is nog niet zo'n systeem opgezet voor regio-specifiek ecologisch waterbeheer. Hieronder wordt een methode omschreven om tot een regionale watertype-indeling te komen.

De beoordeling van de ecologische waterkwaliteit geschiedt nu ook met behulp van watertype-specifieke KRW-maatlatten. Deze zijn echter op het moment landelijk opgesteld (van der Molen et al., 2018). Daarbij zijn ze gebaseerd op watertypen die zijn ingedeeld op vooraf gestelde milieugrenzen, die van beperkt belang zijn voor de samenstelling van soortgemeenschappen. Deze aanpak houdt nog niet genoeg rekening met de regionale en type-afhankelijke verschillen in soortensamenstelling. Dit kan worden verfijnd door enerzijds ook regionale maatlatten op te stellen, en anderzijds de indeling in watertypes te

baseren op de biologie zelf (de Vries et al., 2020). De werkwijze voor een dergelijke context-specifieke benadering wordt hier beschreven.

3.1.2 Methode opstellen regionale watertypes

Regio-indeling

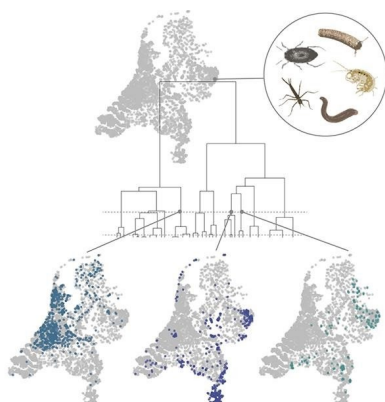
Voor het opstellen van regionale maatlatten is het nodig om eerst relatief homogene aquatische biogeografische regio's, hierna ook aangeduid als hydrobiologische districten, aan te wijzen. Binnen deze regio's worden de eigenlijke op biologie gebaseerde watertypen onderscheiden. De aanname is dat tussen regio's geen sterke uitwisseling van soorten is wanneer de afstanden voor organismen onoverbrugbaar zijn. Binnen deze regio's worden de op biologie gebaseerde watertypen onderscheiden door gebruik te maken van classificatie gebaseerd op de relatieve homogeniteit van de samenstelling van de soortengemeenschap.

Aquatische biogeografische regio's worden gebaseerd op grootschalige landschapstypen. Deze typen delen Nederland op in regio's waarbinnen verspreiding van soorten plaatsvindt en waartussen minder uitwisseling is. Eerder is dit gedaan op basis van geologie en geomorfologie zoals in de hydrobiologische districten van Mol (1985). De 36 hydrobiologische districten zijn op basis van de geomorfologie in zeven hoofdgroepen verdeeld: reliëfvrije districten, hoger gelegen zandgronden, hoogveengebieden, lager gelegen zoete zand- en kleigebieden, brakke klei- en veengebieden, grote rivieren, en zuidelijke IJsselmeerpolders. Hier bleek al dat bepaalde watertypen verbonden zijn met de districten, dus niet elk watertype komt in gelijke mate in elk district voor. Dit betekent dat wanneer we weten met welk watertype in welke regio we te maken hebben, we al voor een deel kunnen voorspellen welke soorten er voor kunnen komen.

Een dergelijke grootschalige regionale indeling wordt voorafgaand aan het opstellen van een watertypologie gemaakt. Vervolgens wordt in de hierna

beschreven clusteranalyse een indeling in op biologie gebaseerde watertypes gemaakt. Hierbij is aan te raden deze regionale indeling te baseren op landschapstypen die ecologisch van belang zijn en niet op door ons opgestelde administratieve- of beheersgrenzen.

Een schematische weergave van de hierop volgende aanpak (de Vries et al., 2020) is weergegeven in Figuur 3.1.



Figuur 3.1. Methode voor watertype-indeling op basis van gelijkende soortensamenstelling

Dataverzameling clusteranalyse

Voor iedere organismegroep wordt afzonderlijk verspreidingsdata verzameld. Dit kan monitoringsdata zijn van waterschappen wiens beheergebied binnen de regio ligt. Hierbij geldt dat waterschapsgrenzen niet automatisch ook relevante aquatisch biogeografische grenzen zijn. Als basis worden soortwaarnemingen van de laatste 10-15 jaar genomen, om ook locaties met lagere monitoringsfrequentie mee te nemen. Wanneer mogelijk worden van dezelfde locaties ook de milieucondities meegenomen, om later de gevonden soortgroepen die watertypen representeren te karakteriseren. Om de

uniformiteit van de data te vergroten worden enkel soortwaarnemingen meegenomen, daarmee ook de taxonomische overlap beperkend. In een taxonomische afstemming kan daarnaast specifiek per taxon overwogen worden of waarnemingen op andere taxonomische niveaus kunnen worden gebruikt. Om het effect van verschillen in monitoringswijze te beperken, wordt enkel aanwezigheid meegenomen.

Het classificeren gebeurt op basis van locaties met zo veel mogelijk natuurlijke of ongestoorde (bij kunstmatige wateren) omstandigheden. Negatieve menselijke invloeden verkleinen de natuurlijke verschillen tussen gemeenschappen, wat het moeilijk maakt om de patronen in soortsaamenstelling te zien die nodig zijn voor de clusteranalyse. Om de invloeden van sterk gedegradeerde locaties te beperken, worden deze uit de dataset gehaald. Dat kan worden gedaan door locaties te selecteren met behulp van een kwaliteitsmaat, zoals de saprobische index of een generieke kwaliteitsbeoordeling.

Clusteranalyse

De clustering van locaties op basis van gelijkwaardigheid in soortsaamenstelling wordt uitgevoerd met het package *cluster* binnen het programma R (R Core Team, 2018). Om de hiërarchische structuur van de groepen soorten te bekijken wordt een agglomeratieve hiërarchische clusteringsalgoritme gebruikt (functie *agnes*). Het resultaat van de analyse wordt vervolgens weergegeven in een dendrogram, een vertakkende structuur van hiërarchisch geordende groepen. Een voorbeeld van de code als basis voor de analyse is te vinden in de Appendix.

Binnen zo'n dendrogram kan een geschikt niveau worden geselecteerd. Het clusteringsniveau waarbij de verschillende clusters het meest onderscheidend en informerend zijn kan worden bepaald met indicatorwaardeanalyse (met de functie *indval* binnen package *labdsv*). Anderzijds is het meest geschikte niveau ook afhankelijk van het aantal typen dat bruikbaar is voor de beoogde toepassing. Binnen deze IndVal-analyse wordt de indicatiewaarde van een soort bepaald door te kijken naar specificiteit (met een maximale waarde wanneer

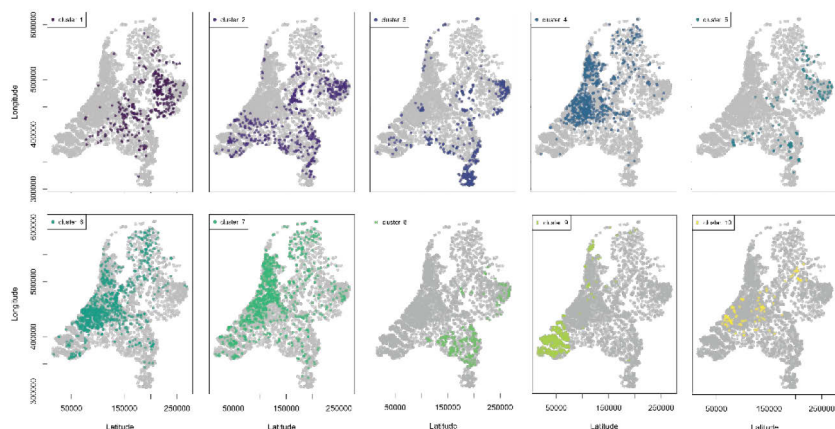
alle individuen van een soort in een enkel cluster worden gevonden) en betrouwbaarheid (met een maximale waarde wanneer de soort voorkomt op alle locaties die bij een bepaald cluster horen). Per clusterniveau in het dendrogram wordt de indicatorwaarde van elke soort berekend. Op basis van een verloop van onder andere de som van alle significante indicatorwaarden bij een toenemend aantal clusters wordt een clusteringsniveau geselecteerd in het dendrogram. Hier hebben extra clusters een beperkte toegevoegde informatieve waarde, wat duidt op een verandering in de soortsamenvatting binnen de clusters.

Na het selecteren van een clusterniveau kunnen de clusters verder worden gekarakteriseerd met behulp van de beschikbare gegevens van lokale en regionale milieu-omstandigheden per locatie. Voorbeelden van informatieve regionale- en milieucondities zijn de minimale zuurstofconcentratie, de minimale pH, de maximale chlorideconcentratie, de gemiddelde temperatuur, de stikstof- en fosfaatconcentratie, de stroomsnelheid en de grootte en vorm van het waterlichaam. Hierbij is het belangrijk om te realiseren dat deze (en al dan niet andere beschikbare) milieufactoren maar een beperkte verklarende waarde hebben en een selectie zijn van de voor organismen bepalende omstandigheden. Ook andere, niet gemeten milieucondities, variaties hierin, ruimtelijke en biologische factoren spelen namelijk een rol bij het verklaren van verspreidingspatronen (Belyea & Lancaster, 1999).

Resultaten en toepassing

De resultaten van een clusteranalyse uitgevoerd op landelijke schaal zijn te zien in Figuur 3.2. Deze analyse is gedaan op landelijke schaal laat zien welke stappen er worden doorlopen bij het opzetten van een watertypologie gebaseerd op soortensamenstelling. Door deze techniek toe te passen binnen specifiekere regio's kunnen meer ruimtelijk afgebakende watertypen worden gedefinieerd. Hiermee kan de beoordeling van de ecologische waterkwaliteit, die nu nog is gebaseerd op van tevoren vastgelegde milieu-grenzen, regionaal en typologisch worden verfijnd. Zo'n beoordelingssysteem is dan gebaseerd op een biologiegedreven typologie, terwijl het systeem van beoordelen hetzelfde blijft.

Ook kunnen de ruimtelijk afgebakende watertypen dienen als indicatie van de regionaal beschikbare soortenpool die beschikbaar is voor herkolonisatie van verstoorde en herstelde gebieden.



Figuur 3.2. Resulterende clusters met watertypes op landelijke schaal, gebaseerd op overeenkomsten in soortensamenstelling.

3.2 Regionale aanpak diagnose

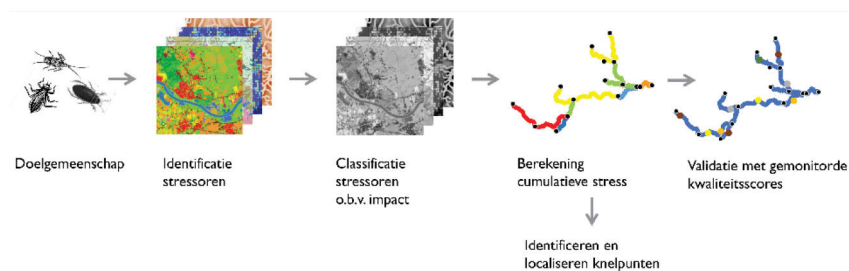
3.2.1 Methode abiotische knelpuntenanalyse

Effectief beheer en herstel van gedegradeerde ecosystemen hangt af van een juiste identificatie van knelpunten. De oorzaken van stress worden vaak gezocht op lokale schaal, zoals een lokale hoge concentratie nutriënten of een nadelig werkend steil, verhard profiel van de watergang. De oorzaken van een gedegradeerde toestand kunnen echter ook vaak op een hoger schaalniveau worden gevonden. Daar werken drukfactoren die lokaal als meerdere stressoren tot uiting komen.

Een instrument om de diagnose van stressoren regionaal aan te pakken is de ecologische systeemanalyse. Zo analyseerden eerdere studies de gezamenlijke

impact van stressoren in een ruimtelijk expliciete context, toegepast op rivieren en grootschalige kustgebieden (Clark et al., 2016; Halpern et al., 2008; Landis et al., 2015). Hier worden stressoren gekwantificeerd en de kwetsbaarheid van het ecosysteem gewogen om tot een inzicht in de mate van impact te komen. Deze studies zijn echter vaak beperkt tot een analyse van de impact van menselijk activiteiten op ecosystemen op regionale en globale schaal en nemen niet de complete set aan stressoren mee die voor een toepassing binnen de Nederlandse oppervlaktewatersystemen relevant zijn.

Voor deze toepassing kan de diagnose van stressoren worden gedaan middels een stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse zoals SESA. Deze is erop gericht om het inzicht in de structuur, de samenhang tussen factoren en het ecologisch functioneren van het aquatisch ecosysteem te vergroten. Binnen een dergelijke systeemanalyse worden de componenten in een geheel stroomgebied bekeken, met de omgevingsfactoren die werken op verschillende schalen en relevant zijn voor het voorkomen van organismen (Figuur 3.3). Zo brengt een systeemanalyse ook de knelpunten in beeld en geeft oplossingsrichtingen om deze aan te pakken. Voor een uitgebreide omschrijving van de methode, zie het KIWK-rapport *Ecologische systeembenadering en ecologische systeemanalyse* (Verdonschot & Verdonschot, 2021a).



Figuur 3.3. Overzicht van stappen binnen een stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse

3.2.2 *Methode biotische knelpuntenanalyse*

Een onderdeel van een ecologische systeemanalyse strekt zich ook uit naar buiten het stroomgebied. Dit is de biotische analyse. De biotische analyse heeft als doel overzichten op te stellen van de soorten die in op het moment van het uitvoeren van de systeemanalyse aanwezig zijn en die te verwachten zijn nadat knelpunten zijn aangepakt. Deze overzichten kunnen watertype- of trajectspecifiek worden opgesteld voor alle KRW-organismegroepen.

Hieronder wordt de methode omschreven van de biotische benadering van knelpuntenanalyse binnen SESA. Hier gaat binnen SESA een abiotische analyse aan vooraf, waarin de stressoren op meerdere schalen worden bekeken en de effecten op de doelgemeenschap worden gekwantificeerd. De biotische benadering is hier in meer detail beschreven om te laten zien hoe een regionale benadering binnen de diagnose van stressoren op basis van de aanwezige soorten in zijn werk gaat.

Voor organismegroepen worden telkens drie stappen doorlopen (Verdonschot & Verdonschot, 2021a):

1) *Wat is hier?*

Eerst wordt gekeken naar de gemeenschappen van de organismegroepen die nu of in het recente verleden in het stroomgebied zijn gevonden. Voor de macrofauna wordt dit gedaan voor een zone van 1 km rondom het waternetwerk, aangezien het grootste deel van de verspreiding van organismen binnen deze afstand plaatsvindt. De volgens de passende KRW-maatlat positief dominante en kenmerkende taxa vormen de soortenpool van het stroomgebied. Met deze data kunnen ook biodiversiteitshotspots binnen het stroomgebied worden geïdentificeerd.

Daarna wordt de ecologische toestand waarin deze gemeenschappen zich bevinden bepaald. Voor de aanwezige positief dominante en kenmerkende taxa worden dan milieu- en habitatpreferenties afgeleid, en op basis daarvan kunnen de sleutelfactoren die in een gunstige toestand verkeren worden gevonden. Dit

kan worden gedaan met behulp van indicatiewaarden voor onder andere temperatuur, habitatvoorkeur, droogval, saprobie, trofie, stroming en zuurgraad (Verberk et al., 2012). Vervolgens wordt gekeken op welke locaties deze indicatoren voorkomen in het stroomgebied, om zo de wateren of trajecten met relatief gunstige milieu-omstandigheden te identificeren. Deze trajecten zouden kunnen dienen als bron van kolonisten voor andere trajecten waar door maatregelen de omstandigheden verbeterd worden. Deze analyseresultaten worden ook vergeleken met de abiotische stress die is berekend in een eerdere stap binnen de SESA, ook ter validatie.

2) *Wat kan hier?*

In de volgende stap wordt afgeleid wat er potentieel haalbaar is in het stroomgebied door te onderzoeken welke doelsoorten het gebied zouden kunnen koloniseren op de korte tot langere termijn. Hiervoor wordt er gekeken naar de gewenste soorten en hun milieueisen.

Zoals eerder beschreven spelen de meeste verplaatsingen van macrofauna zich binnen de zone van 1 kilometer ten opzichte van het water af, waarbij organismen zowel parallel aan een lijnvormig water of lateraal vanaf het water kunnen verplaatsen, bijvoorbeeld tussen een waterloop en aanliggende wateren (bijv. poelen en moerassen) en omgekeerd. Verplaatsingen in het water, vooral bij lijnvormige wateren, hebben een grote component in de stromingsrichting (in beken de zogenoemde drift). Verplaatsingen langs en vanaf een water vinden veelal vliegend plaats (vnl. waterinsecten), terwijl niet-insecten andere dispersiestrategieën kennen, zoals meeliften met andere organismen (mijten op insecten, bloedzuigers en slakken met watervogels etc.) of kruipen (bv. kreeften). De kans is het grootst dat de doelsoorten die al in het gebied aanwezig zijn op korte termijn wateren die door het nemen van maatregelen geschikt zijn geworden als leefgebied koloniseren. Op de iets langere termijn kunnen ook soorten die elders binnen het stroomgebied/waterbeheereenheid voorkomen koloniseren. Er zijn echter ook mogelijkheden voor kolonisatie van buiten het stroomgebied of de hydrologische eenheid, de slagingskans hiervan hangt van veel verschillende factoren af, zoals bijvoorbeeld het landschap en de

barrières hierin, de grootte van bronpopulaties die kolonisten leveren en de weersomstandigheden.

De soorten die het stroomgebied van buitenaf kunnen koloniseren worden gevonden door een zone van 5 km rond het waternetwerk te bekijken. Hierbinnen vindt nog regelmatig dispersie plaats en deze soorten zijn dus op relatief korte tot langere termijn te verwachten, mits de milieu-omstandigheden geschikt zijn (Sundermann et al., 2011). Een derde zone van 15 km rond het waternetwerk geeft de soorten die op een langere termijn nog kunnen worden verwacht, al is succesvolle dispersie over deze afstanden beperkt. Deze soorten geven een beeld van de doelsoorten op langere termijn.

Voor andere organismegroepen, zoals vissen en macrofyten, worden andere zones bekeken om een beeld te krijgen van de mogelijke soorten voor hervestiging in de toekomst. Voor vissen wordt niet met een dergelijke zonering maar stroomgebiedsoverstijgend gekeken, voor macrofauna wordt juist gekeken naar de directe omgeving, zoals de oeverbegeleidende zone, en bovenstrooms liggende zijstroomgebieden.

3) *Wat knelt hier?*

Tenslotte geeft de vergelijking van de huidige toestand, met de gewenste soorten en hun milieu-eisen een indicatie van de aan te pakken knelpunten in het gebied. Om te kunnen duiden wat er knelt worden de milieu-eisen van de doelsoorten in de 5-15 km zones vergeleken met de eigenlijke toestand van het stroomgebied. Hiervoor wordt dus ook de abiotische analyse binnen de ecologische systeemanalyse gebruikt.

Het succes van herkolonisatie van deze doelsoorten hangt af van de verspreidingsmogelijkheden van de soort, de grootte van de bronpopulaties, de verbindingen in het landschap, en ook van de omstandigheden en het succes van habitatherstel op de plek van vestiging.

Het vaststellen of de habitat geschikt is voor een soort vraagt om specifieke kennis van alle eisen die de soort stelt in termen van abiotische (fysisch-chemische, morfologische, hydrologische) en biotische (predatie, competitie) omstandigheden op de ruimtelijke en tijdschaal relevant voor alle levensstadia van de soort.

De eisen van een soort worden klassiek genomen uitgedrukt in een set van optima in milieufactoren, met daaromheen een tolerantierange. Deze soort-responsrelaties worden gebaseerd op gecontroleerde experimenten of een grote hoeveelheid veldwaarnemingen, en geven de preferenties voor elke milieufactor apart weer.

Deze kennis is voor veel soorten echter nog niet beschikbaar. Ook is de realiteit vaak complexer, en niet uit te drukken in zulke monofactoriële soort-responsrelaties. De milieufactoren waarvoor apart een respons wordt afgeleid, kunnen van elkaar afhankelijk zijn. Een combinatie van factoren kan dan, in plaats van een opgeteld effect van de individuele factoren, een relatief versterkte of verzwakte respons teweeg brengen (Piggott et al., 2015). Ook zal een soort niet altijd consequent reageren op een (stress)factor, maar vertoont nicheplasticiteit (veranderende voorkeur) (Pearman et al., 2007) en een verschillende respons per levensstadium.

Dit gebrek aan kennis vraagt enerzijds om aanvullend onderzoek naar de gecombineerde grenswaarden in sleutelfactoren en geprefereerde milieus van de soort, gebaseerd op experimenteel- en veldonderzoek en rekening houdend met de interactie tussen milieufactoren en specifieke levensstadia. Anderzijds vraagt dit om een aanvullende methode om vast te stellen of een habitat geschikt is. Een mogelijkheid is een opgeschaalde benadering waarbij de geprefereerde milieu-omstandigheden voor een groep soorten wordt bepaald (Keizer-Vlek & Verdonschot, 2007; Schaminée et al., 1995). Ook de biologische aanpassingen (functionele eigenschappen) van soorten geven informatie over de geprefereerde milieu-omstandigheden, waarbij deze veelbelovend zijn omdat deze directere, mechanistische verklaring geven (Berger et al., 2018).

Samenvattend draagt een dergelijke regionale biotische analyse van de beschikbare regionale soortenpool rond een stroomgebied bij aan het inzicht in het ecosysteemfunctioneren en de mogelijkheden voor herstel. Daarnaast is dit een belangrijke stap bij een diagnose van de lokaal tot regionaal werkende stressoren die de soortensamenstelling beïnvloeden.

3.3 Regionale instrumenten voor effectief herstel

Herstelmaatregelen blijven vaak nog ineffectief. Dit kan onder andere worden verklaard doordat de maatregelen zich vaak beperken tot een lokale schaal. Hoewel ook deze lokale maatregelen een belangrijk onderdeel zijn van waterkwaliteitsbeheer, is het voor effectief ecologisch herstel van belang om meerdere stressoren te overwegen die ook op grotere schalen werken. Daarbij ontbreekt het vaak aan doorlopende monitoring na de herstelmaatregelen, waardoor mogelijke conclusies over de effectiviteit achterblijven en er minder kan worden geleerd uit eerdere ervaringen. Ook wordt er niet altijd overwogen of de doelsoorten wel aanwezig zijn in de omgeving en het herstelde gebied kunnen bereiken (dos Reis Oliveira et al., 2020; Palmer et al., 2005).

3.3.1 Herstel van milieucondities

In het streven om de ecologische toestand van het oppervlaktewater te verbeteren kunnen milieufactoren, die spelen op lokale en regionale ruimtelijke schalen en verschillende tijdschalen, een voor een bekeken worden en in een voor de ecologie gunstige toestand worden gebracht. Dit zal echter maar een beperkt effect hebben, omdat levensgemeenschappen in oppervlaktewateren worden beïnvloed door samenhangend geheel van lokale en regionale processen en structuren (Lake et al., 2007). De complexiteit van aquatische ecosystemen vraagt om een benadering die de hydrologische, morfologische, chemische en biologische factoren meeneemt die het functioneren tegelijk beïnvloeden (Nöges et al., 2016). Zo wordt de temperatuur in een oppervlaktewater beïnvloed door

beschaduwning van oeverbegroeiing, puntlozingen, grondwaterinstroom en hydraulische condities. Effectieve herstelmaatregelen kijken dus naar een complex van factoren, ook regionaal werkend, die de lokale habitat beïnvloeden, en bouwen op de kennis over een geheel systeem.

Toch heeft de rol van regionale versus lokale factoren binnen de herstelpraktijk weinig aandacht gekregen (Stoll et al., 2016). Herstelmaatregelen zijn vaak beperkt tot lokale schalen, en overwegen te weinig het bereik aan ruimtelijke schalen waarop factoren werken die herstel beïnvloeden, reikend van habitats ter plaatse tot gehele stroomgebieden (dos Reis Oliveira et al., 2020). Er is daarbij een focus op technieken en doelen gericht op de hydromorfologie of de in het water aanwezige nutriënten, terwijl het volledige pakket aan maatregelen dat nodig is voor het behalen van biologische doelen onderbelicht blijft.

Het vormgeven van effectieve herstelmaatregelen begint met een goed begrip van hoe lokale problemen met de ecologische situatie zich verhouden tot grootschaliger processen binnen het stroomgebied (Bohn & Kershner, 2002). Dit kan worden bereikt door voorafgaand aan herstel het gebied in een systeemanalyse te bekijken, zoals in het vorige onderdeel is beschreven. Dit komt het begrip van de locatie en impact van stressoren die werken op zowel lokale als regionale schaal ten goede. Hierbij werken drukfactoren vaak op een hoger niveau (bijvoorbeeld intensief agrarisch landgebruik), en zijn lokaal de stressoren waarneembaar (hogere concentratie nutriënten en toxische stoffen in het oppervlaktewater). Een effectieve aanpak richt zich dan ook mede op de regionaal werkende drukfactoren, in het bijzonder wanneer de processen in het ecosysteem sterk hiërarchisch beïnvloed worden, oftewel wanneer er een sterke 'nestedness' van processen op lokale en stroomgebiedsschalen is (Polvi et al., 2020).

Zo is in eerdere studies laten zien dat de ecologische toestand van beken meer profiteert van beheer dat zich richt op het aanpakken van stressoren op stroomgebiedsschaal en hoger gelegen stroomgebieden dan van beheer enkel gericht op korte stroken langs de beek (Death & Collier, 2010; Leps et al., 2015). Aanblijvende grootschalige verstoringen kunnen lokale

herstelmaatregelen zelfs teniet doen (Bohn & Kershner, 2002). Grootschalige maatregelen richten zich bijvoorbeeld op het aanpassen van bovenstrooms gelegen landgebruik, herinrichting van beekdalsystemen met ruimte voor overstroming, de ontwikkeling van uitgebreide beekbegeleidende bufferzones, het versterken van infiltratie in hoger gelegen gronden en het versterken van de connectiviteit in het stroomgebied door onder andere het verwijderen van obstakels (dos Reis Oliveira et al., 2020; Polvi et al., 2020).

3.3.2 Herstel van levensgemeenschappen

Daar waar de geschiktheid van een habitat door maatregelen is verbeterd, kunnen beperkte mogelijkheden voor verspreiding vertragend werken voor ecologisch herstel. Daarom is het belangrijk om al deze processen te overwegen bij het formuleren van effectieve maatregelen herstel.

Om succesvolle kolonisatie te bevorderen kan de regionaal aanwezige soortenpool worden versterkt. Hiervoor is het nodig om allereerst de locaties te identificeren waar doelsoorten voorkomen, de bronpopulaties. Deze bronpopulaties kunnen worden versterkt door het omliggende gebied en de habitat waar zij voorkomen te laten voldoen aan de specifieke milieu-eisen die zij stellen. *Groei van de lokale populaties zorgt ervoor dat er meer potentiële kolonisten beschikbaar komen (soms zelfs als respons op hoge populatiedichtheden, als zogenaamd massa-effect), waardoor de kans op (her)kolonisatie van andere wateren toeneemt.*

In het landschap zelf kunnen de verbindingszones worden bekeken. Zijn er obstructies die een verspreiding belemmeren? Er kan een corridor of er kunnen stapstenen worden gevormd waardoor organismen het herstelde gebied beter kunnen bereiken (Downes & Lancaster, 2018). In deze gebieden hoeft het habitat niet optimaal te zijn, maar het moet wel voldoen aan de minimale milieupreferenties. Daarnaast zijn er bepaalde structuren die van belang kunnen zijn voor dispersie.

4 Conclusies

De verspreiding van organismen wordt beïnvloed door lokaal tot regionaal werkende milieufactoren. Daarnaast bepalen soortafhankelijke dispersiecapaciteit en verbindingen in het landschap welke plekken een organisme kan bereiken. Ook biotische interacties met andere organismen bepalen of een organisme zich daarna succesvol ergens kan vestigen. Deze filters, elk werkend op meerdere schaalniveaus, bepalen de regionale verspreidingspatronen van organismen.

In de huidige praktijk van waterkwaliteitsbeheer komt deze achtergrond nog te weinig tot uiting, wat leidt tot ineffectieve beheer- en herstelmaatregelen en het uitblijven van een verbetering van de ecologische toestand.

In dit document is een voorzet gegeven waarop deze ecologische theorie in de praktijk kan worden verwerkt, en wordt een regionale benadering toegepast bij beoordeling, diagnose en herstelmaatregelen. Dit kan worden onder andere gedaan door een regionale watertypologie op te stellen, door stressoren die de waterkwaliteit beperken op een stroomgebiedsschaal in een systeemanalyse te diagnosticeren, en door bij het formuleren van herstelmaatregelen oog te hebben voor dispersiemogelijkheden in het omliggende gebied. Met een dergelijke regionale benadering kan de waterkwaliteit effectiever worden beheerd.

5 Literatuur

- Bal, D., Beije, H. M., Felliger, M., Haveman, R., Opstal, A. J. F. M. van, & Zadelhoff, F. J. van. (2001). *Handboek Natuurdoeltypen* (Rapport Ex).
- Belyea, L. R., & Lancaster, J. (1999). *Assembly Rules within a Contingent Ecology*. 86(3), 402–416.
- Berger, E., Haase, P., Schäfer, R. B., & Sundermann, A. (2018). Towards stressor-specific macroinvertebrate indices: Which traits and taxonomic groups are associated with vulnerable and tolerant taxa? *Science of the Total Environment*, 619–620, 144–154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.022>
- Bilton, D. T. (2001). Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, November. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114016>
- Blakely, T. J., Harding, J. S., McIntosh, A. R., & Winterbourn, M. J. (2006). Barriers to the recovery of aquatic insect communities in urban streams. *Freshwater Biology*, 51(9), 1634–1645. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01601.x>
- Bohn, B. A., & Kershner, J. L. (2002). Establishing aquatic restoration priorities using a watershed approach. *Journal of Environmental Management*, 64(4), 355–363. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0496>
- Brack, W., Apitz, S. E., Borchardt, D., Brils, J., Cristina, C. A., Foekema, E. M., Van Gils, J., Jansen, S., Harris, B., Hein, M., Heise, S., Hellsten, S., De Maagd, P. G. J., Müller, D., Panov, V. E., Posthuma, L., Quevauxviller, P., Verdonschot, P. F. M., & Von Der Ohe, P. C. (2009). Toward a holistic and risk-based management of European river basins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5(1), 5–10. https://doi.org/10.1897/IEAM_2008-024.1
- Brederveld, R. J., Jähnig, S. C., Lorenz, A. W., Brunzel, S., & Soons, M. B. (2011). Dispersal as a limiting factor in the colonization of restored mountain streams by plants and macroinvertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1241–1250. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02026.x>
- Clark, D., Goodwin, E., Sinner, J., Ellis, J., & Singh, G. (2016). Validation and limitations of a cumulative impact model for an estuary. *Ocean and Coastal Management*, 120, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.11.013>
- de Vries, J., Kraak, M. H. S., Verdonschot, R. C. M., & Verdonschot, P. F. M. (2020). Species composition drives macroinvertebrate community classification. *Ecological Indicators*, 119(February), 106780. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106780>
- Death, R. G., & Collier, K. J. (2010). Measuring stream macroinvertebrate responses to gradients of vegetation cover: When is enough enough? *Freshwater Biology*, 55(7), 1447–1464. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02233.x>
- dos Reis Oliveira, P. C., van der Geest, H. G., Kraak, M. H. S., Westveer, J. J., Verdonschot, R. C. M., & Verdonschot, P. F. M. (2020). Over forty years of lowland stream restoration: Lessons learned? *Journal of Environmental Management*, 264, 110417. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110417>

- Downes, B. J., & Lancaster, J. (2018). *Itinerant, nomad or invader? A field experiment sheds light on the characteristics of successful dispersers and colonists.* July, 1394–1406. <https://doi.org/10.1111/fwb.13167>
- Figuerola, J., & Green, A. (2002). Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*, 483–494.
- Finlay, B. J., & Fenchel, T. o. m. (2004). Cosmopolitan Metapopulations of Free-Living Microbial Eukaryotes. Supplementary Information. *Protist*, 155(2), e1–e38. <https://doi.org/10.1078/1434-4610-00179>
- Franken, R. J. M. (2014). *Handboek Nederlandse Ecologische Beoordelingssystemen (EBEO-systemen), Deel A. Filosofie en beschrijving van de systemen.* Rob JM Franken, Jean JP Gardeniers & Edwin THM Peeters Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer Wageningen Un. January 2006.
- Gurnell, A., Thompson, K., Goodson, J., & Moggridge, H. (2008). *Propagule deposition along river margins: linking hydrology and ecology.* 553–565. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01358.x>
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., & Fox, H. E. (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319(February), 948–953. <https://doi.org/science.1149345>
- Hirsch, P. E., N'Guyen, A., Muller, R., Adrian-Kalchhauser, I., & Burkhardt-Holm, P. (2018). Colonizing Islands of water on dry land—on the passive dispersal of fish eggs by birds. *Fish and Fisheries*, 19(3), 502–510. <https://doi.org/10.1111/faf.12270>
- Keizer-Vlek, H. E., & Verdonschot, P. F. M. (2007). *Gebruikersinstructie voor de Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren (EKO 4.7).*
- Lake, P. S., Bond, N., & Reich, P. (2007). Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52(4), 597–615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01709.x>
- Landis, W. G., Ayre, K. K., Johns, A. F., Summers, H. M., Stinson, J., Harris, M. J., Herring, C. E., & Markiewicz, A. J. (2015). *The Multiple Stressor Ecological Risk Assessment for the Mercury-Contaminated South River and Upper Shenandoah River Using the Bayesian Network-Relative Risk Model.* 13(1), 85–99. <https://doi.org/10.1002/ieam.1758>
- Leps, M., Tonkin, J. D., Dahm, V., Haase, P., & Sundermann, A. (2015). Disentangling environmental drivers of benthic invertebrate assemblages: The role of spatial scale and riverscape heterogeneity in a multiple stressor environment. *Science of the Total Environment*, 536, 546–556. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.083>
- Mol, A. W. M. (1985). *Hydrobiologische districten in nederland.*
- Nilsson, C., Andersson, E., Merritt, D. M., & Johansson, M. E. (2002). Differences in riparian flora between riverbanks and river lakeshores explained by dispersal traits. *Ecology*, 83(10), 2878–2887. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2878:DIRFBR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2878:DIRFBR]2.0.CO;2)
- Nöges, P., Argillier, C., Borja, Á., Mikel, J., Kode, V., Pletterbauer, F., Sagouis, A., & Birk, S. (2016). *Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress in freshwater, marine and ground waters.* 540, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.045>

- Palmer, M. A., Bernhardt, E. S., Allan, J. D., Alexander, G., Shah, J. F., Galat, D. L., Hart, D. D., Jenkinson, R., Lave, R., & Sudduth, E. (2005). *Standards for ecologically successful river restoration*. 208–217. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01004.x>
- Pearman, P. B., Guisan, A., Broennimann, O., & Randin, C. F. (2007). *Niche dynamics in space and time*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.005>
- Piggott, J. J., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. (2015). *Reconceptualizing synergism and antagonism among multiple stressors*. <https://doi.org/10.1002/ece3.1465>
- Poff, N. L. (1997). Landscape Filters and Species Traits : Towards Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(2).
- Polvi, L. E., Lind, L., Persson, H., Miranda-melo, A., Pilotto, F., Su, X., & Nilsson, C. (2020). Facets and scales in river restoration: Nestedness and interdependence of hydrological , geomorphic , ecological , and biogeochemical processes. *Journal of Environmental Management*, 265(October 2019), 110288. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110288>
- R Core Team. (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. www.R-project.org
- Rasmussen, J. J., McKnight, U. S., Loinaz, M. C., Thomsen, N. I., Olsson, M. E., Bjerg, P. L., Binning, P. J., & Kronvang, B. (2013). A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of the Total Environment*, 442, 420–431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.076>
- Schaminée, J. H. J., Weeda, E. J., & Westhoff, V. (1995). *De Vegetatie van Nederland. Deel 2: Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden*. Opulus.
- Söderström, L. (1987). Dispersal as a limiting factor for distribution among epixylic bryophytes. *Symposia Biologica Hungarica*, 35.
- Soons, M. B., Van Der Vlugt, C., Van Lith, B., Heil, G. W., & Klaassen, M. (2008). Small seed size increases the potential for dispersal of wetland plants by ducks. *Journal of Ecology*, 96(4), 619–627. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01372.x>
- Spear, S. F., Balkenhol, N., Fortin, M. J., McRae, B. H., & Scribner, K. (2010). Use of resistance surfaces for landscape genetic studies: Considerations for parameterization and analysis. *Molecular Ecology*, 19(17), 3576–3591. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04657.x>
- Stoll, S., Breyer, P., Tonkin, J. D., Früh, D., & Haase, P. (2016). Scale-dependent effects of river habitat quality on benthic invertebrate communities — Implications for stream restoration practice. *Science of the Total Environment*, The, 553, 495–503. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.126>
- Sundermann, A., Antons, C., Cron, N., Lorenz, A. W., Hering, D., & Haase, P. (2011). Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 56, 1689–1702. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02599.x>
- van der Molen, D. T., Pot, R., Evers, C. H. M., Herpen, F. C. J. van, & Nieuwerburgh, L. L. J. van. (2018). *Referenties en matlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water 2021-2027* (Vol. 49).

- Vanschoenwinkel, B., Gielen, S., Seaman, M., & Brendonck, L. (2008). Any Way the Wind Blows : Frequent Wind Dispersal Drives Species Sorting in Ephemeral Aquatic Communities Published by: Wiley on behalf of Nordic Society Oikos Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/40235461> Linked references are av. *Nordic Society Oikos*, 117(1), 125–134.
- Verberk, W. C. E. P., Verdonschot, P. F. M., Van Haaren, T., & Van Maanen, B. (2012). *Milieu en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna* (Issue January).
- Verdonschot, P. F. M., Nijboer, R. C., & Janssen, S. N. (2000). *Ecologische typologie, ontwikkelingsreeksen en waterstreefbeelden - I*.
- Verdonschot, P. F. M., & Verdonschot, R. C. M. (2021a). *Ecologische systeembenadering en ecologische systeemanalyse. Rapport Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK)*.
- Verdonschot, P. F. M., & Verdonschot, R. C. M. (2021b). *Het belang van dispersie en connectiviteit voor macroinvertebraten en planten - KIWK Kennisdocument*.
- Wesselingh, F. P., & Cad, G. C. (1999). *Flying high : on the airborne dispersal of aquatic organisms as illustrated by the distribution histories of the gastropod genera Tryonia and Planorbarius Flying high : on the airborne dispersal of aquatic organisms as illustrated by the distribution hist. January.* <https://doi.org/10.1023/A>
- Westveer, J. J. (2018). *Go with the flow*. University of Amsterdam.

6 Appendix

Basiscode voor clustering in R is in de pdf-versie van dit rapport en online te vinden.

