

WAARDEVOLLE NATUUR: SCHADE BIJ OVERSTROMINGEN IN BEELD

Methodisch raamwerk voor het berekenen van de schade aan natuur bij een overstroming in het beheergebied van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier

Januari 2026



hoogheemraadschap
Hollands
Noorderkwartier



De Natuurverdubbelers
OMDAT DE NATUUR
BETER VERDIENT

WAARDEVOLLE NATUUR: SCHADE BIJ OVERSTROMINGEN IN BEELD

Methodisch raamwerk voor het berekenen van de schade aan natuur bij een overstroming in het beheergebied van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier

Januari 2026

Colofon

Dit rapport is opgesteld door De Natuurverdubbelers in opdracht van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier.

Datum

Januari 2026



hoogheemraadschap
Hollands
Noorderkwartier

Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier

Niek Postma | Adviseur waterveiligheid
n.postma@hnnk.nl



De Natuurverdubbelers
OMDAT DE NATUUR
BETER VERDIENT

De Natuurverdubbelers

Merlissa Diele | Projectmanager
merlissa@natuurverdubbelers.nl

Jort Jorritsma | Analist
jort@natuurverdubbelers.nl

Kelly Hartholt | Vormgever
kelly@natuurverdubbelers.nl

©2026 De Natuurverdubbelers

[NATUURVERDUBBELAARS.NL](https://natuurverdubbelers.nl) >

MANAGEMENT SAMENVATTING

Door klimaatverandering stijgt de zeespiegel en neemt de kans op extreme weersomstandigheden toe. Nederland staat daardoor voor een steeds grotere opgave op het gebied van waterveiligheid. In dit licht werkt Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK) aan een meerlaagsveiligheidsaanpak. Binnen deze aanpak is veel aandacht voor schade aan gebouwen, infrastructuur en gewassen. Schade aan natuur en de daaruit voortvloeiende ecosysteemdiensten blijft daarbij echter onderbelicht.

Deze studie biedt, op basis van wetenschappelijke kennis en data, inzicht in hoe schade aan natuur ontstaat, hoe dit doorwerkt in de levering van ecosysteemdiensten en hoe deze effecten zich vertalen naar economische schade. Om dit op een systematische wijze te doen, presenteren we een methodisch raamwerk en passen dit toe op een overstromingsscenario in de Purmer. Daarnaast is een rekenmodule ontwikkeld waarmee HHNK in de toekomst zelfstandig de economische schade aan natuur kan doorrekenen voor verschillende overstromingsscenario's.

KERNBOODSCHAP

- Wanneer overstromingen schade veroorzaken aan natuur, kan dit leiden tot een verminderde levering van ecosysteemdiensten, met kosten voor de maatschappij tot gevolg.
- De mate van natuurschade bij overstromingen hangt sterk samen met overstromingskenmerken, met name de inundatieduur en het vegetatietype, en in mindere mate met factoren zoals seizoen en stroomsnelheid.
- Schade aan natuur verschilt wezenlijk van conventionele economische schade: het ontstaat vaak geleidelijk, door samenhangende ecologische processen, en laat zich daardoor minder eenduidig vaststellen en modelleren.
- In het uitgewerkte scenario in de Purmer blijft de natuurschade beperkt, vooral doordat de overstroming van korte duur is en de overige overstromingskenmerken relatief mild zijn.
- Het ontwikkelde raamwerk vormt, in combinatie met de rekenmodule, een praktische leidraad waarmee HHNK de schade aan natuur in andere gebieden zelfstandig kan bepalen en onderling kan vergelijken.
- Het methodologisch raamwerk biedt aanknopingspunten voor toekomstige besluitvorming over waterveiligheid en gebiedsinrichting.

HOE SCHADE AAN NATUUR ONTSTAAT

De schade aan natuur bij een overstroming wordt in belangrijke mate bepaald door kenmerken van de overstroming zelf, zoals de inundatieduur, het seizoen en de kwaliteit van het instromende water. Een overstroming tast de natuur op twee manieren aan.

Allereerst is er sprake van directe schade aan de ecosysteemconditie, zoals aantasting van waterkwaliteit, bodem en biodiversiteit. Deze schade kan tijdelijk zijn, bijvoorbeeld in de vorm van tijdelijk habitatverlies, maar kan ook langdurig worden wanneer vegetatie afsterft of bodemstructuren blijvend worden verstoord.

Daarnaast leidt aantasting van de ecosysteemconditie tot indirecte schade aan ecosysteemdiensten: functies die natuur vervult voor mens en samenleving, zoals het produceren van schone lucht en het bestuiven van gewassen. Het in beeld brengen van deze schade is relevant, omdat deze in bestaande schademodelen niet of slechts beperkt wordt meegenomen in afwegingen rond waterveiligheid en ruimtelijke inrichting.

**DE SCHADE KAN OOK LANGDURIG
WORDEN WANNEER VEGETATIE
AFSTERFT OF BODEMSTRUCTUREN
BLIJVEND WORDEN VERSTOORD.**



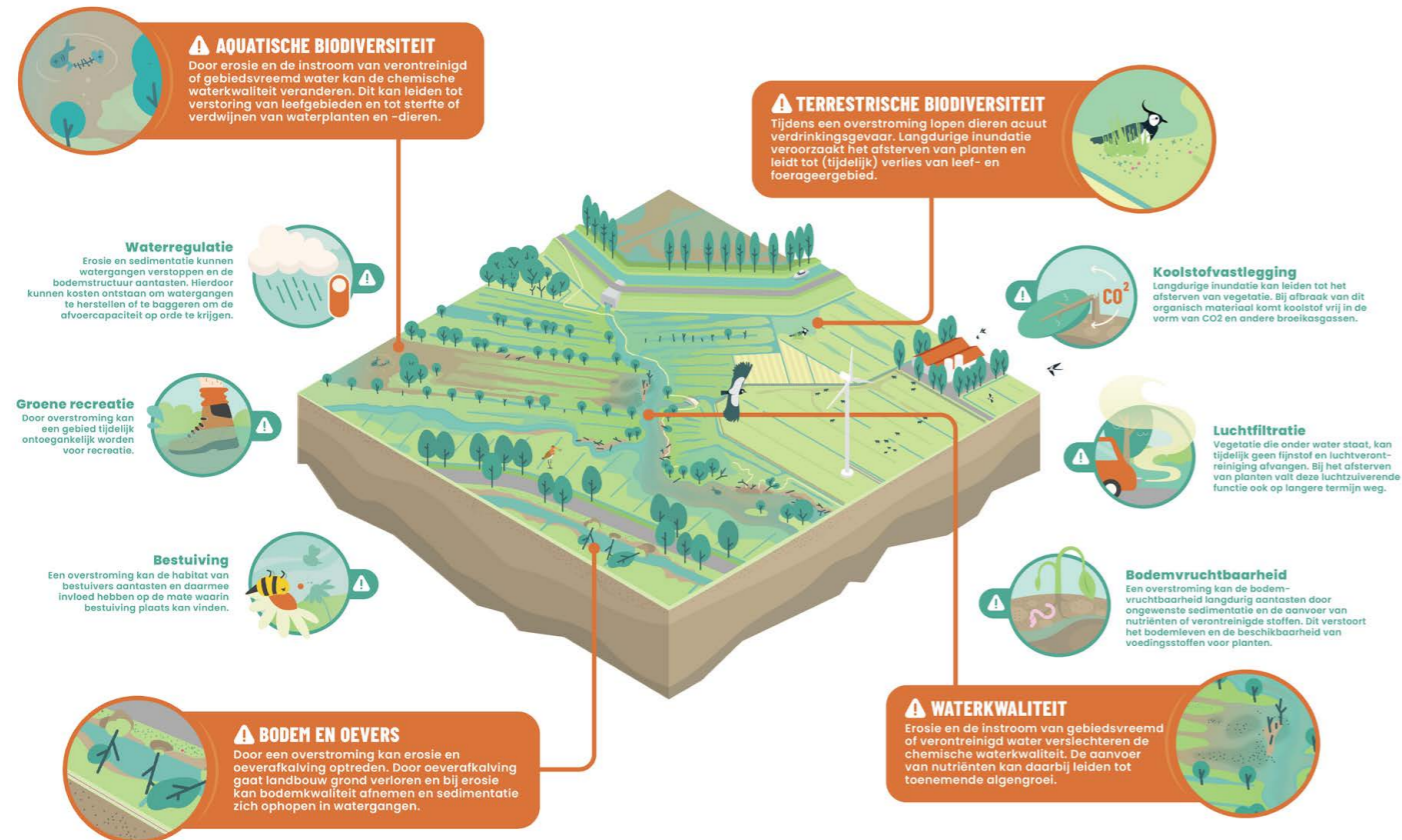
□ BEELD: FOERAGERENDE GRUTTO IN OVERSTROOMD GEBIED (DENJA VIA ISTOCK)

KWANTIFICERING IN HOOFDLIJNEN

Het ontwikkelde raamwerk onderscheidt drie stappen:

1. Het **concretiseren van het overstromingsscenario** (o.a. waterdiepte, inundatieduur, waterkwaliteit en landschapkenmerken);
2. Het **beoordelen van de directe schade aan de ecosysteemconditie**;
3. Het **vertalen van deze schade naar effecten op ecosystemendiensten**.

Het raamwerk onderscheidt vier ecosysteemcondities en zes ecosystemendiensten:



FIGUUR 0.1: INFOGRAPHIC SCHADERISICO'S BIJ OVERSTROMINGEN IN DE POLDER (K. HARTHOLT, DE NATUURVERDUBBELAARS, 2026)

naar de infographic

Voor deze ecosysteemcondities en ecosystemendiensten is uitgewerkt hoe schade ontstaat bij een overstroming en van welke factoren de uiteindelijke schade afhankelijk is – zoals seizoen van de overstroming. Zover mogelijk is voor deze posten ook beschreven hoe schade aan natuur gekwantificeerd en gemonetariseerd kan worden. Dat doen we door de werkwijze te beschrijven en enkele kengetallen te noemen, zoals de betalingsbereidheid voor het behalen van de KRW-doelen. Deze kengetallen zijn indicatief en sterk scenario-afhankelijk. Het methodologisch raamwerk maakt zichtbaar welke vormen van natuurschade optreden en in welke orde van grootte, zodat deze kunnen worden meegewogen naast de uitkomsten van meer traditionele schademodelen.

De kwantificering van natuurschade brengt onvermijdelijke onzekerheden met zich mee. Schade is sterk afhankelijk van de specifieke kenmerken van de overstroming en het gebied. Daarnaast is het onderscheid tussen tijdelijke verstoring en structurele schade niet altijd scherp te maken. Door de complexe ecologische processen is kwantitatieve en monetaire waardering voor een deel van de schade alleen mogelijk met benaderingen en leunt deze op *expert judgement*.

Dit raamwerk is toegepast op een overstromingsscenario met een regionale kadebreuk in de Purmer en een maximale inundatieduur van 72 uur. Een dergelijke overstroming zal naar verwachting niet leiden tot aanzienlijke structurele schade, omdat de meeste vegetatie een kortdurende inundatie kan overleven.

Wel kan in deze veenrijke droogmakerij oeverafkalving optreden, waardoor kostbare (landbouw) grond verloren gaat en kan de waterkwaliteit tijdelijk verslechteren. Omdat de meeste ecosystemendiensten afhankelijk zijn van vegetatie en deze geen blijvende schade oploopt, wordt verwacht dat deze ecosystemendiensten niet of nauwelijks worden aangetast.

BETEKENIS, TOEPASSING EN VERVOLG VOOR HHNK

Dit onderzoek laat zien dat schade aan natuur bij overstromingen maatschappelijk relevant is en biedt een leidraad om deze schade systematisch in kaart te brengen. Hoewel de schade in de uitgewerkte casus beperkt bleef door de korte inundatieduur, laat dit rapport zien dat overstromingen bij langere duur aanzienlijke ecologische schade kunnen veroorzaken.

Het afsterven van vegetatie vormt daarbij een belangrijk kantelpunt. Wanneer vegetatie verdwijnt, destabiliseert het ecosysteem, met directe gevolgen voor biodiversiteit, water- en bodemkwaliteit. Ook de levering van ecosystemendiensten zoals luchtfiltratie, koolstofvastlegging en bestuiving, kan langdurig afnemen, totdat herstel optreedt. Deze ecologische effecten hebben duidelijke negatieve consequenties voor de samenleving. Waar bestaande modellen zich vooral richten op objecten en economische functies, maakt dit raamwerk zichtbaar hoe natuurschade ontstaat en welke effecten zich op de langere termijn kunnen manifesteren. Het raamwerk is toepasbaar op andere gebieden en scenario's binnen het beheergebied van HHNK. Door gebruik te maken van gebiedsspecifieke kennis en ecologische expertise kunnen de uitkomsten verder worden verfijnd. Verdere doorontwikkeling is mogelijk door het uitbreiden en verbeteren van kwantitatieve en monetaire kengetallen.

Daarmee helpt dit rapport – in combinatie met de rekenmodule – het hoogheemradschap om overstromingsscenario's met elkaar te kunnen vergelijken, schade aan natuur kwantitatief en waar mogelijk monetair te waarderen, en beter geïnformeerde afwegingen te maken binnen het principe van meerlaagsveiligheid. De keuzes die het waterschap maakt in waterbeheer en ruimtelijke inrichting hebben directe invloed op de omvang van ecologische schade bij overstroming. Door bij ontwerp- en inrichtingskeuzes in te zetten op waterrobuuste natuur kan schade bij overstroming verminderd worden.

INHOUDSOPGAVE

Managementsamenvatting | 5

HOOFDSTUK 1

Inleiding

- 1.1 Aanleiding
- 1.2 Probleemstelling
- 1.3 Onderzoeksvraag
- 1.4 Doel van de studie
- 1.5 Leeswijzer

11

HOOFDSTUK 2

De waarde van natuur

- 2.1 Het functioneren van ecosystemen
- 2.2 De waarde van natuur inzichtelijk maken

15

HOOFDSTUK 3

Schade aan natuur bij overstromingen

- 3.1 Huidige schademodellen
- 3.2 Methodisch raamwerk

21

HOOFDSTUK 4

Toepassing van het raamwerk op casus De Purmer

- 4.1 Concretisering van de casus
- 4.2 Directe schade aan natuur
- 4.3 Indirecte schade aan ecosystemendiensten

32

HOOFDSTUK 5

Conclusie en discussie

- 5.1 Wat hebben we geleerd over de schade aan natuur bij overstromingen?
- 5.2 Van ecologische werkelijkheid naar meetbare schade
- 5.3 Casus-specifieke reflectie: De Purmer
- 5.4 Betekenis en toepassing voor HHNK

63

Bronnen | 70

1 INLEIDING



Overstromingen raken niet alleen gebouwen en infrastructuur, maar tasten ook natuur aan en daarmee de ecosystemendiensten waarop mens en maatschappij leunen. Toch blijven deze waarden in veel analyses onderbelicht. Dit hoofdstuk verkent hoe schade aan natuur meegenomen kan worden in overstromingsschade-analyses en vormt het vertrekpunt voor een bredere, maatschappelijk completere benadering van waterveiligheid binnen het beheergebied van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier.

1.1 AANLEIDING

Door klimaatverandering stijgt de zeespiegel en neemt de kans op extreme weersomstandigheden toe. Dit vergroot ook de kans op overstromingen, met mogelijk grote gevolgen voor mens, natuur en economie. In het beheergebied van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK) wordt dit risico benaderd vanuit het principe van meerlaagsveiligheid. Deze aanpak kijkt niet alleen naar waterkeringen en andere preventieve maatregelen, maar ook naar hoe het gebied is ingericht en hoe schade en ontvricting bij een overstroming kunnen worden beperkt.

Tot nu toe ligt de nadruk in schadeanalyses vooral op directe en indirecte economische schade: aan infrastructuur, woningen en gewassen. De schade aan natuur en ecosysteemdiensten – zoals biodiversiteit, waterberging, koolstofopslag en natuurrecreatie – blijft daarbij grotendeels buiten beeld. Dit betekent dat een belangrijk deel van de maatschappelijke kosten van overstromingen momenteel niet wordt meegenomen in analyses.

HHNK wil daarom inzicht krijgen in de waarde van natuur en ecosysteemdiensten die verloren gaan bij overstromingen. Dat inzicht helpt om niet alleen de directe economische schade, maar ook de minder zichtbare ecologische en maatschappelijke gevolgen van overstromingen in beeld te brengen. Door deze waarden expliciet te betrekken bij analyses, kunnen ze ook worden meegewogen in keuzes rond ruimtelijke inrichting, herstelmaatregelen en preventieve investeringen.



BEELD: WATERPEILBEHEER IN EEN SLOOT (RUUD MORIJN VIA ISTOCK, 2017)

1.2 PROBLEEMSTELLING

De huidige methodes (de **Schade- en Slachtoffer Module** (SSM) en de **WaterSchadeSchatter** (WSS)) berekenen wel schade aan woningen, infrastructuur en gewassen bij overstromingen, maar houden geen rekening met schade aan natuur en ecosysteemdiensten. Een bos dat overstroomt na een dijkdoorbraak lijkt volgens deze benaderingen op het eerste gezicht beperkt getroffen: er is geen vastgoed beschadigd. Toch vertegenwoordigt dat bos een aanzienlijke maatschappelijke waarde, bijvoorbeeld in de vorm van recreatie, biodiversiteit en koolstofopslag. Schade aan deze waarden wordt in de huidige methodes niet meegenomen.

Om ook de schade aan natuur beter te begrijpen, wil HHNK een methode ontwikkelen die deze effecten inzichtelijk maakt en, waar mogelijk, in monetaire waarde kan uitdrukken. Deze methode moet bijdragen aan een vollediger beeld van de maatschappelijke gevolgen van overstromingen en ondersteunen bij toekomstbestendige beslissingen over waterveiligheid.

1.3 ONDERZOEKSVRAAG

Om richting te geven aan dit onderzoek, is de volgende onderzoeksvraag opgesteld:

HOE KAN DE SCHADE AAN NATUUR DOOR EEN OVERSTROMING INZICHTELIJK WORDEN GEMAAKT?

1.4 DOEL VAN DE STUDIE

Het doel van dit project is tweeledig. Ten eerste willen we met dit onderzoek **inzicht bieden in hoe overstromingen schade toebrengen aan natuur en de ecosysteemdiensten** die daaruit voortkomen, onderbouwd met wetenschappelijke inzichten. Daarmee ontstaat een completer beeld van het verlies aan maatschappelijke waarde door overstromingen. Zo kunnen in besluitvorming over waterveiligheid en ruimtelijke inrichting niet alleen de directe economische schade, maar ook de verliezen in natuur en ecosysteemdiensten worden meegewogen.

Daarnaast heeft de studie tot doel om **capaciteit op te bouwen binnen HHNK**, zodat de organisatie in de toekomst zelfstandig vergelijkbare analyses kan uitvoeren. Dit doen we door een methodisch raamwerk en een rekenboek te ontwikkelen die HHNK kan toepassen op verschillende scenario's. Zo wordt het hoogheemraadschap niet alleen gebruiker, maar ook eigenaar van de methodiek.

1.5 LEESWIJZER

Het vervolg van dit rapport is als volgt opgebouwd:

Hoofdstuk 2 beschrijft de opbouw en werking van ecosystemen. Daarnaast laat het hoofdstuk zien hoe de waarde van natuur inzichtelijk kan worden gemaakt.

Hoofdstuk 3 bestaat uit twee delen. Eerst worden de bestaande schademodelen beschreven en wordt geïllustreerd waar deze tekortschieten bij het analyseren van schade aan natuur. Vervolgens wordt het in dit onderzoek ontwikkelde raamwerk voor het analyseren van natuurschade gepresenteerd.

Hoofdstuk 4 past dit raamwerk toe op de casus de Purmer. Het overstromingsscenario wordt geconcretiseerd en zowel de directe schade aan natuur als de indirecte schade aan ecosysteemdiensten wordt besproken.

Hoofdstuk 5 sluit het rapport af met de belangrijkste inzichten over schade aan natuur. Daarnaast wordt gereflecteerd op het raamwerk en worden aanknopingspunten voor het Hoogheemraadschap gepresenteerd.

HOOFDSTUK 2 >

HOOFDSTUK 3 >

HOOFDSTUK 4 >

HOOFDSTUK 5 >

2 DE WAARDE VAN NATUUR



Natuur vertegenwoordigt meer dan alleen intrinsieke waarde. Ecosystemen leveren functies die direct bijdragen aan menselijk welzijn en economische activiteiten, zoals waterzuivering, koolstofopslag en bestuiving. Om de schade van een overstroming goed te kunnen beoordelen, is het daarom nodig te begrijpen hoe ecosystemen deze functies voortbrengen (2.1) en op welke manieren we deze waarde systematisch kunnen beschrijven (2.2). In hoofdstuk 3 gaan we vervolgens in op de manier waarop een overstroming deze waarde kan aantasten.

2.1 HET FUNCTIONEREN VAN ECOSYSTEMEN

Er wordt op verschillende manieren gekeken naar de waarde van natuur. In deze studie richten we ons voornamelijk op **de economische gebruikswaarde van natuur voor de mens**. Deze benadering waardeert natuur op basis van de diensten die zij levert aan de economie en samenleving, zoals een vruchtbare bodem of waterzuivering. Deze methode sluit aan bij de **internationale methodiek voor het waarderen van natuur** (UN, 2021) en stelt ons in staat om de waarde van natuur te kwantificeren en in monetaire termen uit te drukken.



BEELD: ZANSE SCHANS (VERBASKA STUDIO VIA ISTOCK, 2020)

Om goed te begrijpen waar deze waarde vandaan komt, bespreken we in de volgende paragrafen eerst hoe ecosystemen zijn opgebouwd en hoe zij ecosystemediensten leveren. Dit begrip vormt de basis voor het in kaart brengen van schade aan natuur.

> 2.1.1 Ecosystemen

Een **ecosysteem** is het geheel van levende organismen en hun niet-levende omgeving, die samen één samenhangend systeem vormen. Elk ecosysteem wordt gevormd door twee kerncomponenten:

- **Abiotische factoren:** de niet-levende omgevingscondities zoals water, bodem, licht, temperatuur en nutriënten.
- **Biotische factoren:** alle levende organismen zoals planten, dieren, micro-organismen en hun onderlinge interacties.

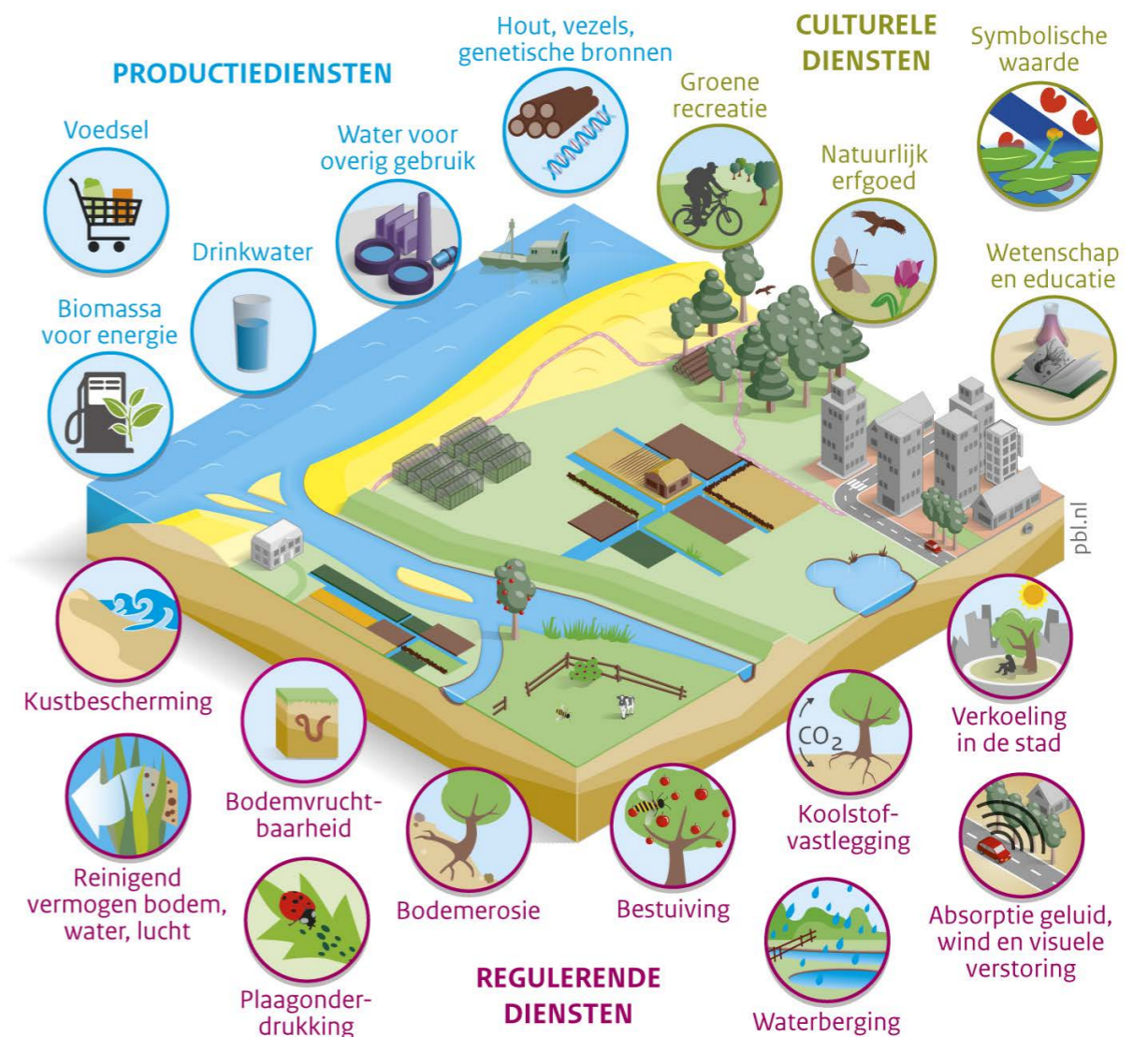
De **ecosysteemconditie (of -kwaliteit)** beschrijft de staat van dat systeem, gemeten in termen van zijn abiotische en biotische kenmerken. Een ecosysteem is in goede conditie wanneer bodem en water van voldoende kwaliteit zijn, de soortenrijkdom en populatiestructuur gezond zijn, en natuurlijke processen zoals de nutriëntenkringloop en luchtzuivering stabiel verlopen. Een overstroming kan de kwaliteit van een ecosysteem aantasten, hier gaan we in **paragraaf 2.3** dieper op in.

> 2.1.2 Ecosystemediensten

Een ecosysteem in goede conditie kan ecosystemediensten leveren: voordelen die we uit de natuur halen en gebruiken voor economische en andere menselijke activiteiten (UN et al., 2021). Ecosystemediensten kunnen worden uitgedrukt in kwantiteit, bijvoorbeeld in het aantal kilogram fijnstof dat wordt afgevangen, of in monetaire termen, zoals de economische waarde van de productie van landbouwgewassen. Door gebruik te maken van ecosystemediensten kunnen we natuur systematisch waarderen en zichtbaar maken in analyses of schade-inschattingen.

De literatuur onderscheidt drie typen ecosystemediensten:

- **Producterende diensten:** zoals de productie van voedsel en hout.
- **Regulerende diensten:** functies zoals waterzuivering, luchtfiltratie, koolstofopslag, bestuiving en klimaatregulatie.
- **Culturele diensten:** immateriële voordelen zoals recreatie, educatie en belevingswaarde.



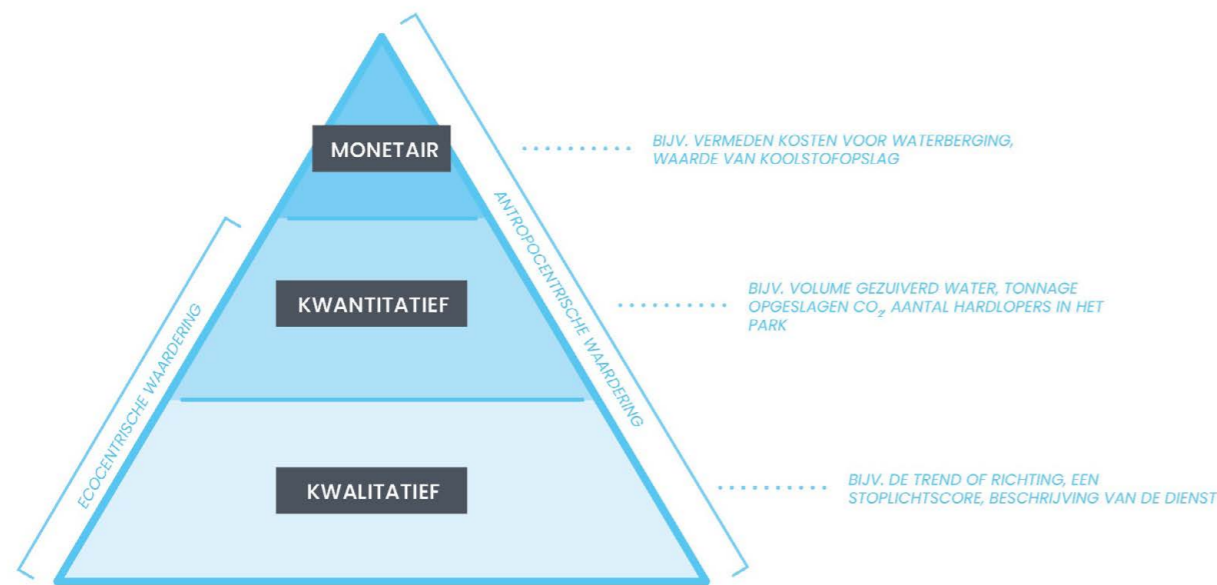
FIGUUR 1.1: VOORBEELDEN VAN ECOSYSTEEMDIENSTEN IN NEDERLAND (PBL, WUR, CICES, 2014)

De waarden van natuur en de ecosystemediensten die hieruit voortvloeien kunnen op verschillende manieren inzichtelijk worden gemaakt. Deze methoden bespreken we in de volgende paragrafen.

2.2 DE WAARDE VAN NATUUR INZICHTELIJK MAKEN

Om de waarde van natuur en ecosystemendiensten systematisch te kunnen beschrijven, maken we in dit onderzoek gebruik van drie typen waarderingsmethoden:

- **Kwalitatieve waardering** beschrijft de kwaliteit of betekenis van natuur in woorden of categorieën, bijvoorbeeld via classificaties (hoog-laag) of expertbeoordelingen.
- **Kwantitatieve waardering** maakt natuur meetbaar met behulp van indicatoren, zoals soortenaantallen, nutriëntengehalten in water of de jaarlijkse hoeveelheid koolstofvastlegging.
- **Monetaire waardering** drukt natuurwaarde uit in geld, door een financiële waarde te koppelen aan een kwantitatieve eenheid (bijvoorbeeld €/kg hout of €/ha waterzuivering).



FIGUUR 1.2: DE NATUURINCLUSIEVE WAARDERINGSPIRAMIDE (DE NATUURVERDUBBELAARS, 2026)

Het monetariseren van ecosystemendiensten wordt steeds vaker toegepast om de waarde van natuur zichtbaar te maken in economische en beleidsmatige afwegingen. Veel baten die ecosystemen leveren, zoals waterzuivering, bodemvruchtbaarheid of biodiversiteit, hebben geen directe marktprijs en blijven daardoor vaak buiten beeld in kosten-batenanalyses.

Door ecosystemendiensten in financiële termen te vertalen, worden de effecten van overstromingen op natuur en milieu expliciet en beter vergelijkbaar met meer traditionele schadeposten, zoals infrastructuur- of landbouwschade. Dit maakt het mogelijk om natuurschade mee te nemen in afwegingen rond waterveiligheid, ruimtelijke inrichting en natuurbeheer, en geeft beleidsmakers beter zicht op de maatschappelijke kosten en baten van verschillende scenario's.

Hoewel monetarisering onzekerheden kent en ecologische waarden niet volledig kan vangen, biedt zij wel een bruikbaar instrument om ecosystemendiensten systematisch te betrekken bij keuzes over preventie, mitigatie en herstel na overstromingen. De combinatie van deze monetaire waardering met kwalitatieve en kwantitatieve methoden vormt de basis voor het raamwerk dat in **hoofdstuk 3** wordt geïntroduceerd.

3 SCHADE AAN NATUUR BIJ OVERSTROMINGEN



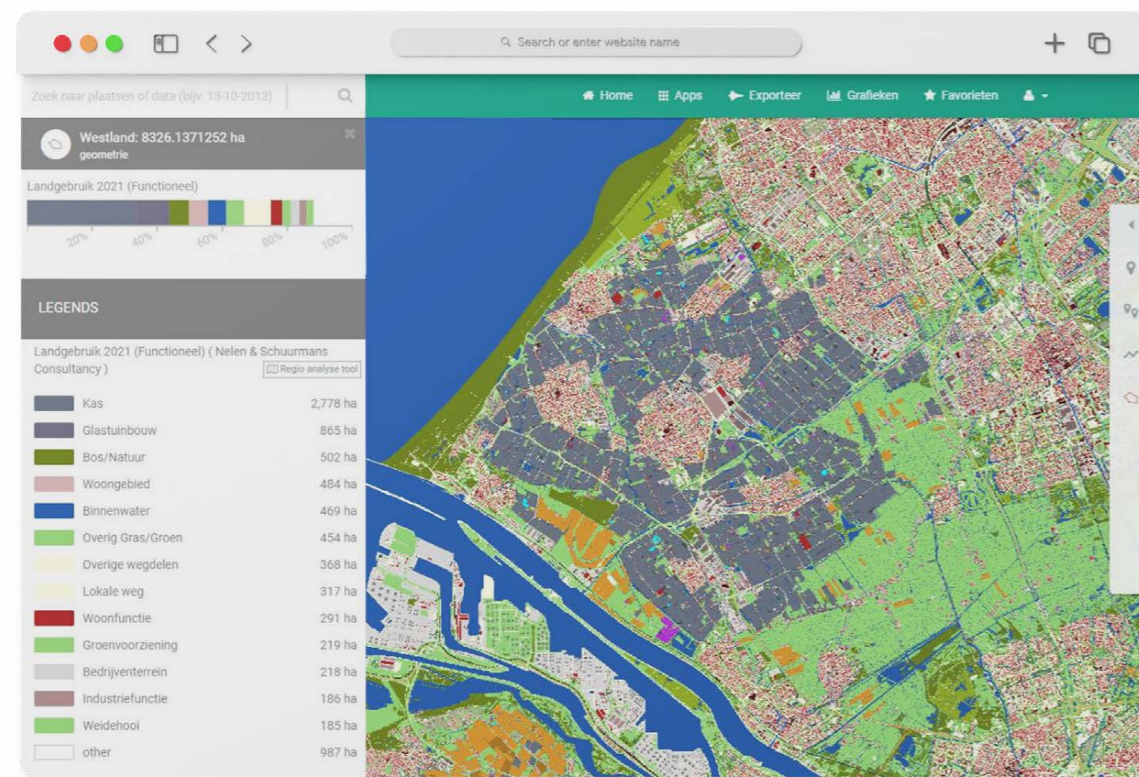
Het hoogheemraadschap schat met de huidige methoden diverse vormen van overstromingsschade in, maar de schade aan natuur lijkt daarin slechts beperkt te worden meegenomen. In dit hoofdstuk onderzoeken we daarom eerst in hoeverre natuur momenteel is geïntegreerd in de gebruikte schademodelen (3.1). Vervolgens introduceren we een raamwerk waarmee natuurschade volledig en systematisch kan worden bepaald (3.2).

3.1 HUIDIGE SCHADEMODELLEN

Het hoogheemraadschap beschikt over meerdere methoden om de schade van een overstroming te bepalen. Het maakt daarbij gebruik van twee landelijke rekeninstrumenten: de WaterSchadeSchatter (WSS) en de Schade- en Slachtoffer Module (SSM). In deze paragraaf lichten we toe welke vormen van schade in deze modellen worden meegenomen en op welke punten zij tekortschieten om natuurschade volledig in kaart te brengen.

> 3.1.1 Waterschadeschatter

De WSS is ontwikkeld in opdracht van STOWA en wordt gebruikt om schade door regionale wateroverlast te bepalen. De WSS onderscheidt directe schade (fysieke aantasting van gebouwen, infrastructuur en gewassen) en indirecte schade (bijvoorbeeld omzetverlies). Het model rekent met cellen van 0,5 meter bij 0,5 meter en is dus zeer gedetailleerd. De omvang van de schade wordt voor elke locatie bepaald aan de hand van vier factoren: waterdiepte, duur van de inundatie, seizoen, en hersteltijd.



FIGUUR 3.1: WEERGAVE VAN DE INTERFACE VAN DE WATERSCHADESCHATTER (WSS, 2026)

De schade wordt berekend per categorie, onderverdeeld in vier groepen:

- Bebouwing
- Infrastructuur
- Land- en akkerbouw
- Natuur en recreatie

Elke categorie bevat meerdere subcategorieën met eigen minimale, gemiddelde en maximale schadebedragen. Voor bebouwing en infrastructuur kent de WSS zowel directe als indirecte schadebedragen. Voor landbouw en akkerbouw en voor de categorie natuur en recreatie worden alleen directe schadebedragen berekend.

Binnen de categorie natuur en recreatie onderscheidt de WSS de volgende subcategorieën: *sportparken, terreinen, begraafplaatsen, volkstuinten, recreatie, groen in stedelijk gebied en overig*. Het model specificeert echter niet welke typen natuur onder "terreinen" vallen. Ook wordt natuur niet uitgesplitst naar ecosysteemtypen zoals *bos, heide, moeras* of *open water*.

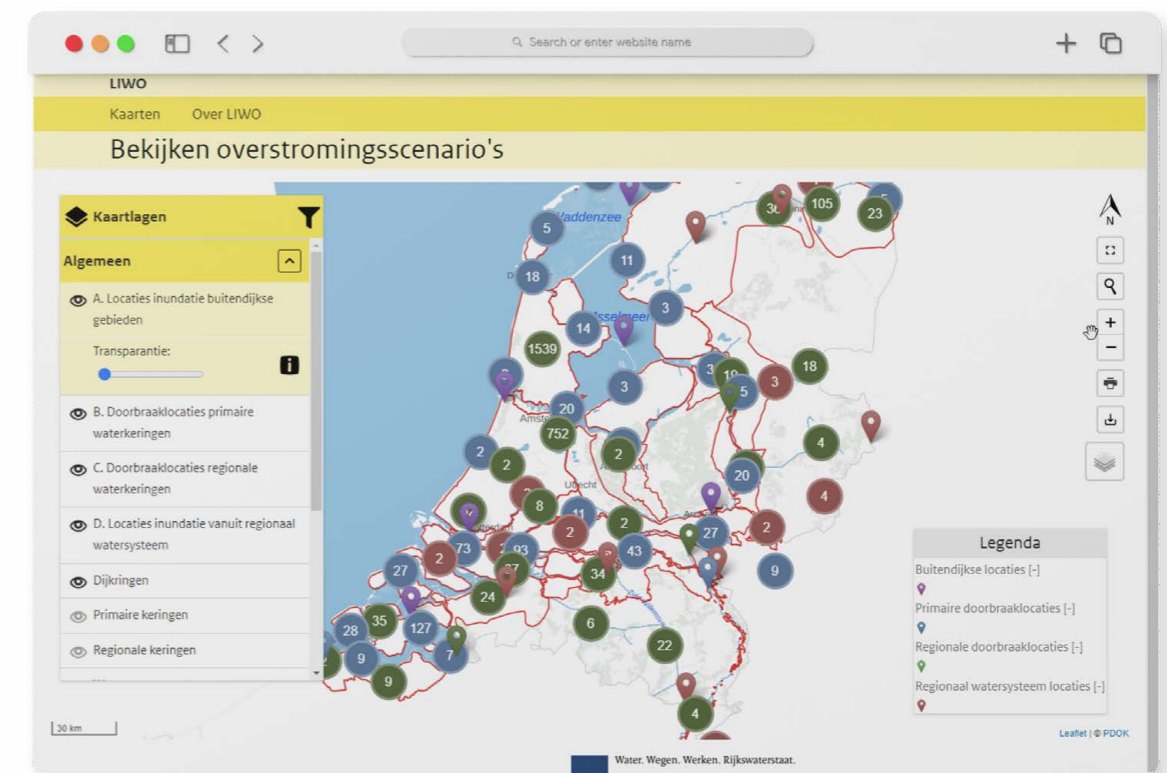
Daarnaast kent de WSS geen indirecte schadebedragen toe aan natuur en landbouw, terwijl overstromingen ecologische schade kunnen veroorzaken die juist op langere termijn effect heeft (bijvoorbeeld verlies aan habitat of structurele bodemschade). Tot slot heeft de subcategorie "overig" binnen natuur een schadebedrag van 0, waardoor schade hier volledig buiten beeld blijft, en bovendien blijft onduidelijk welke typen landgebruik precies onder deze categorie vallen.

> 3.1.2 Schade- en Slachtoffer Module

De SSM is ontwikkeld door Rijkswaterstaat om zowel schade als slachtoffers te berekenen bij grote en langdurige overstromingen. Waar de WSS vooral kijkt naar directe schade en enkele operationele gevolgen, richt de SSM zich op de bredere economische effecten van een overstroming. Het model berekent niet alleen schade binnen het getroffen gebied, maar ook keteneffecten bij bedrijven buiten het overstromingsgebied. Omdat de SSM werkt met rastercellen van 100 meter bij 100 meter, is het detailniveau wel aanzienlijk lager dan die van de WSS.

Landbouw wordt binnen de SSM in slechts twee categorieën onderscheiden: glastuinbouw en overig agrarisch gebruik. Voor beide berekent het model zowel directe als indirecte schade. De schadefactor neemt toe met toenemende waterdiepte. Het maximale directe schadebedrag bedraagt €1,50 per m², en het maximale indirecte schadebedrag €1,60 per m².

Natuur buiten de landbouw wordt in de SSM zeer beperkt meegenomen. Onder de categorie extensieve recreatie worden bossen, parken, plantsoenen en volkstuinten meegenomen. Het schadebedrag binnen deze categorie bedraagt €9 per m². Daarnaast is er een categorie oppervlaktewater, maar hiervoor geldt een maximaal schadebedrag van €0, waardoor schade aan deze ecosystemen niet wordt gewaardeerd. Indirecte ecologische schade, zoals verlies van bodemstructuur, habitats of biodiversiteit, wordt door de SSM niet meegenomen.



FIGUUR 3.2: WEERGAVE VAN DE INTERFACE VAN DE SCHADE- EN SLACHTOFFER MODULE (SSM, 2026)

> 3.1.3 Vergelijking modellen en beperkingen

In **Tabel 3.1** hieronder tonen we een overzicht van de twee bestaande modellen voor het inschatten van schade door overstroming.

	WATERSCHADE-SCHATTER	SCHADE- EN SLACHTOFFER MODULE
Doel	Schade bij wateroverlast of relatief kleine overstromingen	Schade en slachtoffers bij grote, langdurige overstromingen
Economische benadering	Verzekeringsschade: directe schade + beperkte operationele indirecte schade	Welvaart economische benadering: directe schade + bedrijfsuitval + keteneffecten + reistijdverlies
Ruimtelijke resolutie	0,5 x 0,5 m	100m x 100m
Landbouw	Alleen directe schade, verschillende subcategorieën	Directe en indirecte schade, maar slechts één categorie
Schade aan landbouw	Directe schade tussen de €1.094 (gras) en €76.165 (boomgaard) per hectare	Direct €1,50 per m ² Indirect: €1,60 per m ²
Natuur categorieën	Natuur valt onder "natuur en recreatie", hieronder vallen o.a. terreinen, groen in stedelijk gebied en overig	Natuur valt onder "extensieve recreatie", hieronder vallen o.a. bossen, parken, plantsoenen en volkstuinen
Schade aan natuur	Schadecategorieën variëren van €0 (overig) tot €1.086 (groen in het stedelijk gebied) per hectare	Oppervlaktewater €0 per m ² ; extensieve recreatie: €9 per m ²
Indirecte ecologische schade	Niet meegenomen	Niet meegenomen

■ TABEL 3.1: VERGELIJKING WSS EN SSM

De huidige modellen nemen natuurschade slechts beperkt mee. Ze zijn voornamelijk economisch en objectgericht, waardoor ecologische waarden en processen nauwelijks worden meegenomen. De belangrijkste tekortkomingen zijn:

- **Natuur wordt niet als ecosysteem beschouwd**, maar teruggebracht tot brede landgebruikstypen (zoals sportpark, recreatie of 'terreinen'). Hierdoor is het onduidelijk welke natuurtypen onder welke categorie vallen en of alle natuurgebieden überhaupt worden meegenomen.
- **Alleen directe economische schade wordt berekend**: ecologische langetermijneffecten, zoals aantasting van bodemstructuur of het verlies van habitat, blijven buiten beeld.
- **Schadecategorieën zijn te algemeen**, waardoor verschillende natuurtypen (zoals bos, heide of moeras) in één brede categorie terechtkomen en verschillen in kwetsbaarheid of aantasting tussen deze typen niet zichtbaar worden.
- **Sommige categorieën hebben een schadebedrag van €0**, waardoor schade in deze gebieden volledig onzichtbaar blijft in de uiteindelijke berekening.
- **Schade aan ecosystemendiensten wordt niet meegenomen**, terwijl functies zoals koolstofopslag, bestuiving of recreatieve waarde wel kunnen worden aangetast.

Om schade aan natuur zo volledig mogelijk in beeld te brengen, presenteren we in de volgende paragraaf een raamwerk waarmee natuurschade op een gestructureerde en zo compleet mogelijke wijze kan worden vastgesteld.

3.2 METHODISCH RAAMWERK

In deze paragraaf presenteren we het raamwerk voor het analyseren van natuurschade. Een volledig beeld begint met het scherp definiëren van het overstromingsscenario (3.2.1). Zodra dat helder is, kunnen we de directe schade aan de conditie van het ecosysteem beoordelen (3.2.2). Vervolgens analyseren we hoe deze schade doorwerkt in de levering van ecosystemendiensten (3.2.3).



> 3.2.1 Concretiseren van het overstromingsscenario

Overstromingen kunnen sterk verschillen in type, omvang en dynamiek. Deze eigenschappen beïnvloeden de abiotische omstandigheden van een ecosysteem en daarmee direct de kwaliteit van dat ecosysteem. De mate van schade hangt sterk samen met zowel de kenmerken van de overstroming als de eigenschappen van het getroffen landschap. Dat maakt dat het erg ingewikkeld is om voor 'natuur' een generieke schadecurve te ontwikkelen. Om de schade in te schatten, moet voor de verschillende vormen van landgebruik en ecosystemetype inzichtelijk worden gemaakt hoe de overstroming effect heeft op de natuur zelf en de diensten die geleverd kunnen worden.

De eerste stap in dit raamwerk is daarom het concretiseren van het overstromings-scenario. In dit rapport onderscheiden we drie factoren die daarin bepalend zijn, weergegeven in **tabel 3.2**. Samen bepalen zij de verwachte schade en vormen ze de basis om de schade aan natuur goed te kunnen inschatten. In **hoofdstuk 4** bespreken we per ecosysteemconditie wanneer een combinatie van deze variabelen tot schade leidt, voor zover mogelijk.

BEPALENDE FACTOREN	VARIABELEN
Hydrodynamische kenmerken	Waterdiepte, inundatieduur, stroomsnelheid/intensiteit
Kwaliteit van het instromende water	Sedimentatie, nutriënten, zoutgehalte, temperatuur, verontreiniging
Landschaps- en ecologische kenmerken	Ecosystemetype, reliëf, bodemkenmerken, gebruiksdoel, ecologische gevoeligheid (seizoen), beheer en inrichting

■ TABEL 3.2: FACTOREN VOOR CONCRETISERING OVERSTROMINGSSCENARIO

1. Hydrodynamische aspecten

De hydrodynamische aspecten van een overstroming bepalen in sterke mate hoe natuur wordt getroffen en hoe ernstig de schade uitvalt. De stroomsnelheid en de hydraulische intensiteit veroorzaken schade zoals erosie, ontworteling van vegetatie en het wegspoelen van habitatstructuren. Ook waterdiepte kan schade veroorzaken en vermindert bovendien de lichtbeschikbaarheid, wat de fotosynthese beperkt en tot afsterven van planten kan leiden. De inundatieduur bepaalt hoe lang planten en het bodemleven onder water staan en daarmee hoe lang zij worden blootgesteld aan zuurstofarme omstandigheden. Langdurige inundatie leidt tot wortelsterfte, verlies van bodemdieren en verstoring van ecologische processen en ecosystemendiensten.

2. Waterkwaliteit

De kwaliteit van het instromende water heeft eveneens grote invloed op de schade. Toevoer van nutriënten zoals stikstof en fosfaat kan leiden tot eutrofiëring. Dit bevordert de groei van algen en snelgroeiende soorten, wat de stabiliteit van het ecosysteem kan aantasten. Water dat verontreinigd is met bestrijdingsmiddelen, zware metalen of andere chemische stoffen kan sterfte veroorzaken bij vissen, macrofauna en amfibieën. Daarnaast kan de instroom van zout water de bodemstructuur beïnvloeden en gevoelige plantensoorten doen afsterven.

De sedimentconcentratie en troebelheid van het water beperken de lichtbeschikbaarheid, waardoor fotosynthese afneemt en planten kunnen afsterven. Bovendien kan sedimentatie natuurlijke vegetatie bedekken. Aanvoer van organisch materiaal, bijvoorbeeld via rioolwater, vergroot het zuurstofverbruik door bacteriën. Hierdoor daalt de zuurstofconcentratie en kunnen vissen en macrofauna sterven. Tot slot kan de temperatuur van het instromende water thermische stress veroorzaken bij flora en fauna, wat kan leiden tot verstoring van het ecosysteem en acute sterfte.



BEELD: VERVUILDE WATERGANG (R. MORIJN, 2014)

3. Landschaps- en ecologische kenmerken

Naast de hydrodynamische kenmerken van een overstroming spelen ook het landschap en de ecologische eigenschappen van het getroffen gebied een grote rol bij het ontstaan van natuurschade. De hoogteligging en het (micro)reliëf bepalen welke delen onder water komen en hoelang ze overstromd blijven. Dit beïnvloedt niet alleen de inundatieduur, maar ook de mate van erosie en de aantasting van vegetatiestructuren. Ecosysteemtype en vegetatie bepalen hoe watertolerant de vegetatie is en daarmee hoe goed een gebied tegen overstroming kan. Moerassen en rietlanden zijn vaak beter bestand tegen langdurige inundatie, terwijl bijvoorbeeld heide en akkers veel gevoeliger zijn.

De soortensamenstelling beïnvloedt de kwetsbaarheid en het herstelvermogen. Gebieden met langzaam groeiende of specialistische soorten zijn gevoeliger voor langdurige verstoring. Het seizoen waarin de overstroming plaatsvindt is daarbij van grote invloed. In voorjaar en zomer zijn ecologische processen volop actief, waardoor zuurstofgebrek, verstikking en verlies van bestuiving of broedsels extra impact hebben.

Ook het gebruiksdoel van een gebied bepaalt de schade. Landbouwgronden met een losse bodemstructuur zijn erosiegevoeliger, terwijl bossen doorgaans veerkrachtiger zijn. Tot slot kunnen inrichting en beheer de effecten inperken. Natuurvriendelijke oevers, bufferstroken en bodembedekkers beperken erosie en ondersteunen het herstel na een overstroming.



BEELD: VERVUILDE WATERGANG (J. CASON, 2021)

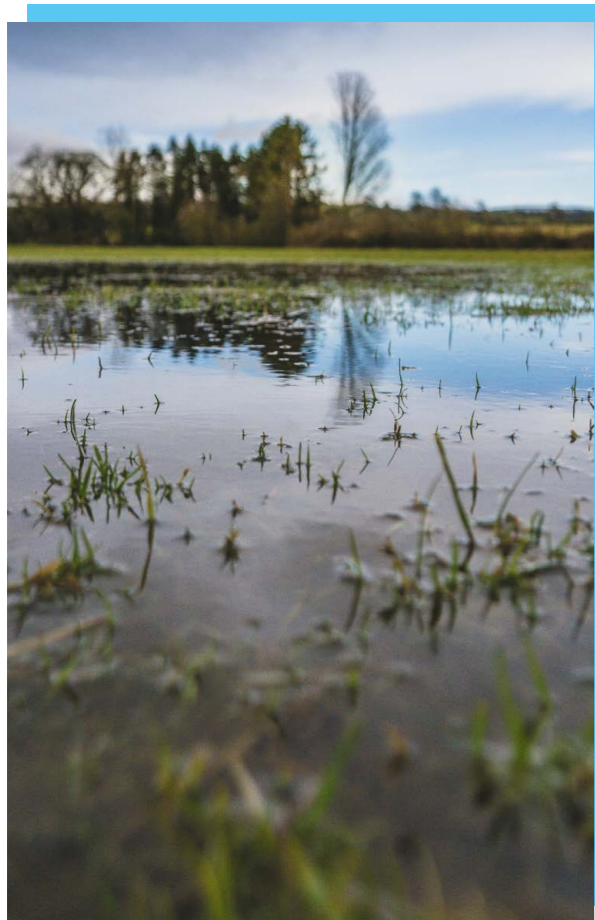
> 3.2.2 Directe schade aan de ecosysteemconditie

In de vorige paragraaf is uiteengezet hoe het overstromingsscenario kan worden geconcretiseerd en welke variabelen daarbij relevant zijn. In deze paragraaf richten we ons op de directe schade aan de ecosysteemconditie. Directe schade betreft de fysieke en biologische veranderingen die het ecosysteem tijdens of kort na de overstroming ondergaat.

Om de beoordeling van directe schade te structureren, delen we deze schade in vier hoofdgroepen:

ECOSYSTEEMCONDITIE	TOELICHTING
Aquatische biodiversiteit	In deze categorie valt al de verscheidenheid aan leven in sloten, poelen en andere watergangen. Het omvat de kwaliteit en samenhang van vissen, amfibieën, waterplanten en micro-organismen.
Terrestrische biodiversiteit	Binnen deze groep richten we ons op de diversiteit aan planten, dieren en micro-organismen op het land. Dieren lopen acuut verdrinkingsgevaar en langdurige inundatie kan leiden tot het afsterven van planten.
Bodem en fysische ondergrond	Een overstroming kan de structuur, kwaliteit en stabiliteit van de bodem aantasten. Deze schade betreft erosie, oeverafkalving, het afzetten van sediment, het verlies van bodemorganische stof en verstoring van het (micro)bodemleven.
Waterkwaliteit	Hieronder valt de aantasting van de waterkwaliteit door bijvoorbeeld de toevoer van nutriënten, chemische bestrijdingsmiddelen, rioolwater of andere toxische stoffen.

TABEL 3.3: BEPALENDE FACTOREN VOOR DIRECTE SCHADE AAN DE ECOSYSTEEMCONDITIE



BEELD: OVERSTROOMDE AKKER (J. GIOS, 2024)

Hoewel deze schade binnen de categorie 'directe schade' valt, kunnen de effecten de kwaliteit van het ecosysteem langdurig beïnvloeden. Populaties doen er vaak jaren over om terug te keren naar het niveau van voor de overstroming. Oeverafkalving kan blijvend habitatverlies veroorzaken voor diverse soorten, en verontreiniging van het oppervlaktewater kan de aquatische biodiversiteit langdurig onder druk zetten.

De directe schade kan ecologische processen binnen het ecosysteem dus langdurig verstoren. Daardoor kunnen ecosysteemdiensten tijdelijk of blijvend minder goed worden geleverd. Welke diensten hierdoor worden geraakt en op welke manier dit gebeurt, lichten we toe in de volgende paragraaf.

> 3.2.3 Indirecte schade aan ecosysteemdiensten

Schade aan een ecosysteem heeft indirect ook impact op de levering van ecosysteemdiensten. Doordat er schade ontstaat aan de natuur of ecosysteemconditie, kunnen ecosysteemdiensten (tijdelijk) niet geleverd worden. Verschillende producerende, regulerende en culturele diensten kunnen schade ondervinden door een overstroming.

Voor deze studie richten we ons op zes ecosysteemdiensten die in meer of mindere mate kunnen worden aangetast door een overstroming. Voedselproductie – een belangrijke producerende dienst – wordt in de bestaande methodieken al meegenomen. Daarom focussen we ons in deze studie op de regulerende en culturele diensten die nog onderbelicht zijn in de huidige methodes.

Het betreft één culturele dienst en vijf regulerende diensten:

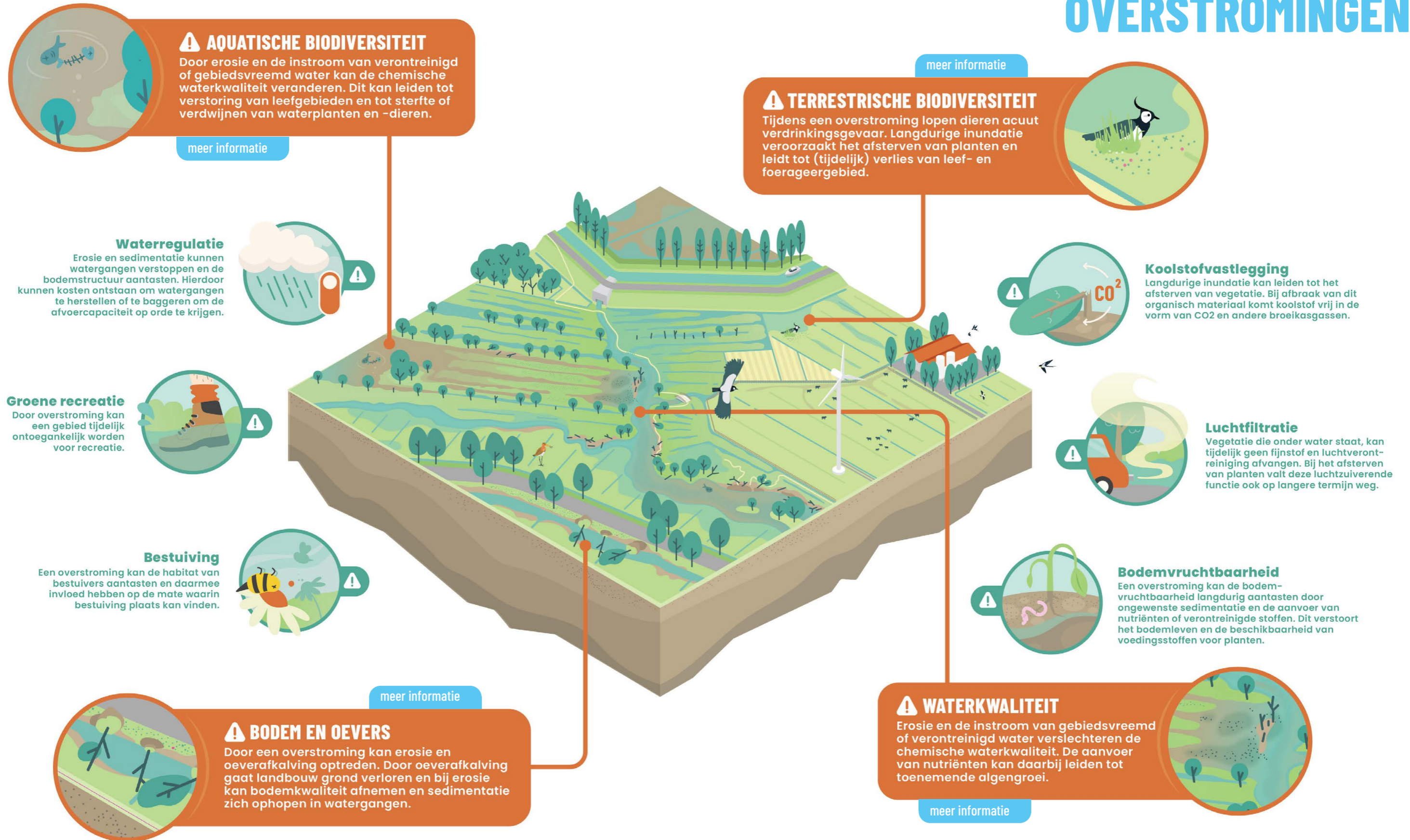


BEELD: SLOOTOEVER MET SCHIETWILGEN (M. PUGO, 2025)

ECOSYSTEEMDIENST	TOELICHTING
Bestuiving	Door insecten draagt bij aan de kwaliteit van de natuur en de opbrengst van bestuiving afhankelijke landbouwgewassen. Ongeveer driekwart van de belangrijkste gewassen wereldwijd zijn geheel of deels afhankelijk van bestuiving. Een overstroming kan de habitat en de voedselbronnen van bijen, hommels en andere insecten aantasten.
Bodemvruchtbaarheid	Is een complexe ecosysteemdienst die wordt bepaald door de chemische, fysische en biologische eigenschappen van de bodem. Deze dienst geeft aan in hoeverre de bodem in staat is om nutriënten te leveren, een stabiele structuur te behouden en ziekten en plagen te onderdrukken. Een overstroming kan deze eigenschappen direct aantasten en daarmee de bodemvruchtbaarheid aanzienlijk verminderen.
Groene recreatie	Omvat alle vormen van recreatie in een groene omgeving, van sporten tot wandelen, en draagt bij aan de fysieke en mentale gezondheid. Recreatiegebieden zoals bossen of heide kunnen ontoegankelijk worden door een overstroming.
Koolstofvastlegging	Is het proces waarbij ecosystemen CO ₂ uit de lucht opnemen en opslaan in planten en de bodem. Dit proces speelt een belangrijke rol in de klimaatregulatie. Langdurige inundatie kan leiden tot het verminderen van koolstofvastlegging en op de lange termijn zelfs het afsterven van planten.
Luchtfiltratie	Is het proces waarbij fijnstof en andere verontreinigende stoffen uit de lucht worden gefilterd door bomen en andere vegetatie. Dit proces draagt bij aan een schone leefomgeving en heeft een positief effect op de volksgezondheid. Wanneer een overstroming de vegetatie aantast, kan dit een impact hebben op de luchtfiltratie.
Waterberging	Is het tijdelijk opvangen van (regen)water in de bodem, sloten, rivieren, meren en overige waterbergingsgebieden. Een overstroming kan de waterberging op verschillende manieren beïnvloeden. Een verlies van vegetatie, het afzetten van sediment en het verdichten van de bodem zijn enkele voorbeelden die de waterbergingscapaciteit van een ecosysteem kunnen aantasten.

TABEL 3.4: BEPALENDE FACTOREN VOOR INDIRECTE SCHADE AAN DE ECOSYSTEEMCONDITIE

SCHADE AAN NATUUR & ECOSYSTEEDIENSTEN BIJ OVERSTROMINGEN



4 TOEPASSING VAN HET RAAM- WERK OP CASUS DE PURMER



Om het ontwikkelde raamwerk te toetsen, is in overleg met het hoogheemraadschap gekozen voor toepassing op een overstromingsscenario in de Purmer. In dit scenario analyseren we een regionale kadebreuk waarbij boezemwater de droogmakerij instroomt. De Purmer is geselecteerd als casus omdat het gebied een brede variatie aan ecosysteemttypen herbergt en een representatieve weergave vormt van het beheergebied van HHNK.

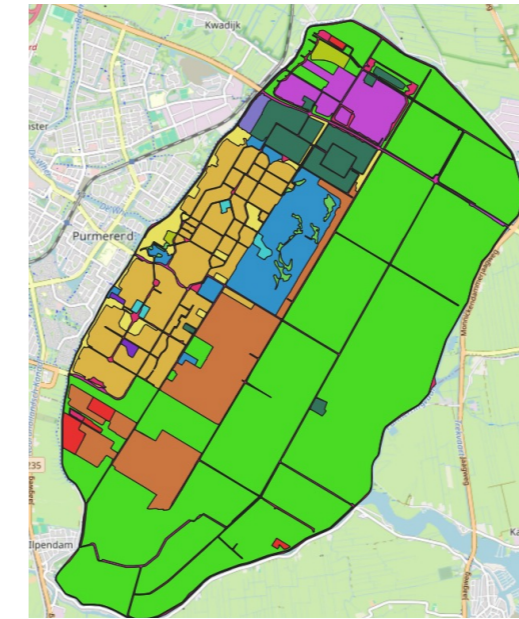
De Purmer is een droogmakerij van circa 26,8 km², gelegen tussen Purmerend, Edam-Volendam, Monnickendam en IJpendam. Het gebied werd tussen 1618 en 1622 drooggelegd en heeft eeuwenlang voornamelijk een agrarische functie gehad. In de afgelopen decennia is de Purmer diverser geworden in landgebruik. Naast landbouw omvat het gebied tegenwoordig ook een woonwijk, een industrieterrein, een golfbaan en het Purmerbos van circa 250 hectare. Deze variatie maakt de Purmer een geschikte casus om de toepassingsmogelijkheden van het raamwerk te verkennen.



FIGUUR 4.1: OVERZICHTSKAART VAN DE PURMER (OSM, 2026)

> Natuurwaarde in de Purmer

Natuur vertegenwoordigt een sociaaleconomische waarde via de ecosysteemdiensten die zij levert, zoals eerder besproken in hoofdstuk 2. Het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) en Wageningen University & Research (WUR) hebben deze waarde systematisch in kaart gebracht in de Atlas Natuurlijk Kapitaal. Daarin worden ecosysteemdiensten gekwantificeerd en vertaald naar een maatschappelijke waarde door ruimtelijke gegevens over landgebruik, bodemtype en andere omgevingskenmerken te koppelen aan economische kengetallen.



FIGUUR 4.2: EXACTE KAART VAN HUIDIG LANDGEBRUIK IN DE PURMER (KADASTER, 2026)

Voor de Purmer hebben we in een GIS-analyse vijf ecosysteemdiensten uitgesneden uit de landelijke datasets. De geschatte jaarlijkse economische waarde van deze diensten voor het gehele gebied (1.800 hectare) is weergegeven in tabel 4.1. Hoewel dit geen volledig overzicht vormt van alle ecosysteemdiensten, geeft het een indicatie van de waarde van natuur in de Purmer. Een overstroming kan deze waarden direct of indirect aantasten.

ECOSYSTEEDIENST		JAARLIJKSE ECONOMISCHE WAARDE
Bestuiving	De bossen en graslanden in de Purmer bieden een habitat aan bestuivers die relevant zijn voor landbouw in het gebied, met name voor de akkerbouw.	€21.963
Hout-productie	De bomen in de Purmer, met name in het Purmerbos, kunnen worden geoogst voor verschillende doeleinden, waaronder houtproductie.	€20.226
Koolstof-vastlegging	De vegetatie in de Purmer, met name de bomen in het Purmerbos, legt veel koolstof voor lange termijn vast.	€145.350
Luchtfiltratie	De vegetatie in de Purmer, met name de bomen in het Purmerbos nabij de bebouwde omgeving, vangen veel fijnstof af wat resulteert in lagere gezondheidskosten.	€212.353
Natuur-recreatie	Het Purmerbos biedt veel ruimte voor recreatie, zoals wandelen. Dit draagt bij aan de fysieke en mentale gezondheid.	€101.003

TABEL 4.1: DE JAARLIJKSE ECONOMISCHE WAARDE VAN ECOSYSTEEDIENSTEN IN DE PURMER

In de volgende sectie passen we het voorgestelde raamwerk stap voor stap toe, zoals uiteengezet in hoofdstuk 3. We beginnen met het beschrijven en concretiseren van de relevante overstromingskenmerken (4.1). Vervolgens analyseren we de directe schade aan het ecosysteem (4.2), waarna we ingaan op de indirecte schade aan de ecosysteemdiensten (4.3).

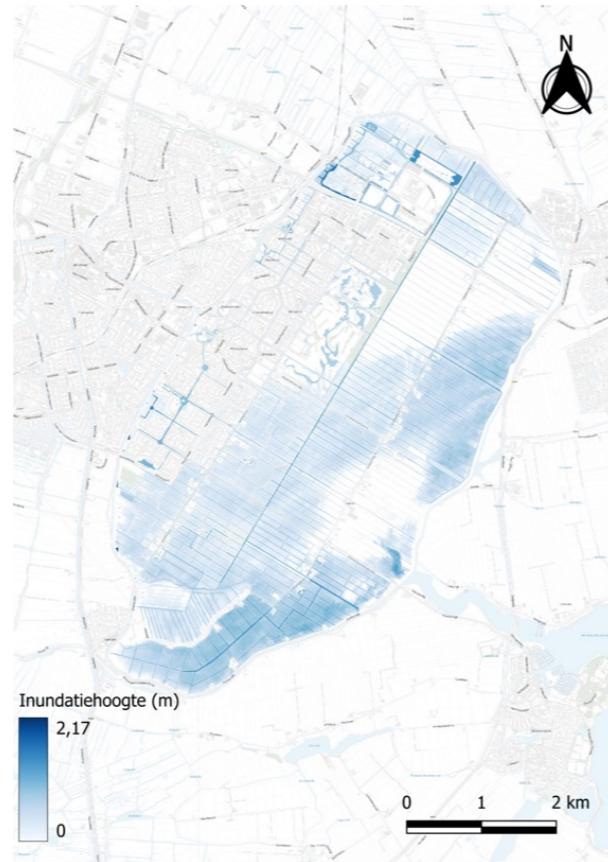
4.1 CONCRETISERING VAN DE CASUS

De eerste stap van de methode is het beschrijven van de overstromingskenmerken, omdat deze in belangrijke mate bepalen hoeveel schade een overstroming kan veroorzaken. In deze sectie concretiseren we het scenario voor de Purmer. We gaan in op de hydrodynamische kenmerken, de kwaliteit van het instromende water en de belangrijkste landschappelijke en ecologische omstandigheden die de gevoeligheid voor schade beïnvloeden.

> 4.1.1 Hydrodynamische kenmerken

Het overstromingsscenario is in samenspraak met het hoogheemraadschap vastgesteld. Het gaat om een regionale kadebreuk waarbij water uit de omliggende, aanzienlijk hoger gelegen boezem via een opening in de ringdijk de Purmer instroomt. Door het hoogteverschil van gemiddeld 2 tot 3 meter stroomt het boezemwater onder hoge druk het lagergelegen gebied binnen, waardoor de polder zich in relatief korte tijd kan vullen.

Direct bij de breuk ontstaan naar verwachting hoge stroomsnelheden. Door het relatief vlakke karakter van de polder neemt de stroming geleidelijk af en blijft de intensiteit laag tot matig. De berekende inundatiediepte varieert van nul tot circa twee meter, waarbij vooral het zuidoostelijke deel van de Purmer onder water komt te staan (figuur 4.2). In dit scenario bedraagt de maximale overstromingsduur 72 uur, ervan uitgaande dat het hoogheemraadschap de breuk binnen 48 uur herstelt en het water in het daaropvolgende etmaal weg kan pompen.



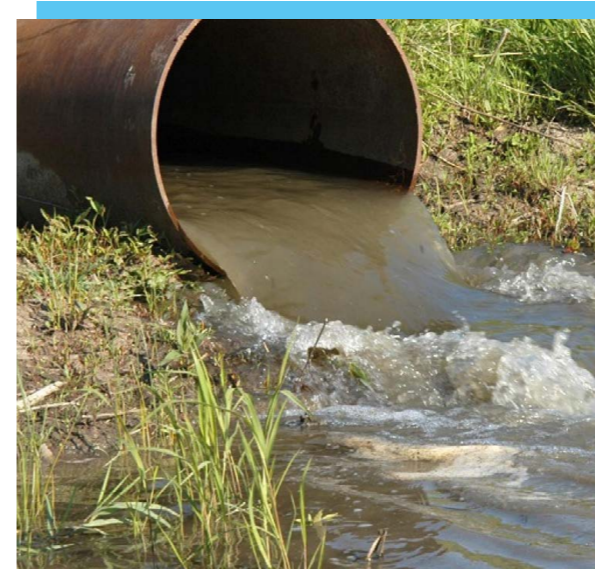
FIGUUR 4.2: KAART VAN DE OVERSTROMINGSDIEPTE VAN HET SCENARIO

> 4.1.2 Waterkwaliteit

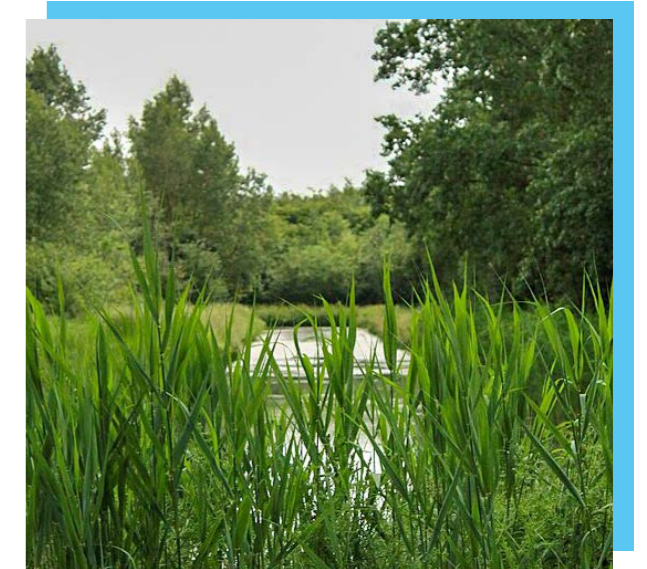
Het boezemwater dat bij een kadebreuk de Purmer instroomt lijkt in grote lijnen op het aanwezige water in de polder, toch zijn een aantal aspecten belangrijk om te benoemen. Door de hoge stroomsnelheid rond de breuk komt sediment los van de dijk en het omliggende gebied. Dit sediment stroomt dieper de polder in waar het neerslaat. Het boezemwater kan daarnaast verhoogde concentraties stikstof en fosfaat bevatten uit de landbouw, wat kan leiden tot extra nutriëntenbelasting.

In het scenario gaan we er van uit dat het instromende water overwegend zoet is. Wel kan het pesticiden, gewasbeschermingsmiddelen, zware metalen en andere verontreinigende stoffen bevatten. Deze concentraties zijn doorgaans laag, maar de chemische samenstelling kan afwijken van het polderwater.

De overstroming kan leiden tot riooloverstorten. In dat geval kan water met een hoge microbiologische belasting de polder binnenkomen. Hierdoor vindt afbraak van organisch materiaal plaats. Dit proces verbruikt veel zuurstof, waardoor zuurstofloosheid kan ontstaan en sterfte optreedt onder vissen, amfibieën en macrofauna.



BEELD: EEN RIOOLWATEROVERSTORT NA HEVIGE REGENVAL (GROENLINKS, 2017)



BEELD: EEN SLOOT MET RIETKRAAG IN HET PURMERBOS (L. VAN DER LEEDEN, 2019)

> 4.1.3 Landschaps- en ecologische kenmerken

De Purmer kent een afwisselend landschap met verschillende vormen van landgebruik. Het grootste deel van het gebied bestaat uit agrarisch grasland, afgewisseld met percelen akkerbouw waar onder meer maïs, aardappelen, bieten en granen worden geteeld. Daarnaast bestaat een aanzienlijk deel uit bebouwd gebied, een groot bos, een golfbaan en kleinere zones met riet en moerasvegetatie.

Het Purmerbos is in de jaren tachtig aangeplant en bestaat vooral uit loofbomen zoals populieren en eiken, aangevuld met struiksoorten zoals meidoorn, esdoorn en kers. Veel van deze soorten verdragen langdurige bodemverzadiging slecht. Bij een overstroming raken de wortels snel verstikt door zuurstofgebrek, waardoor het bos relatief gevoelig is voor schade, vooral wanneer het water langere tijd blijft staan.

De Purmer ligt gemiddeld ongeveer vier meter onder NAP. Door deze lage ligging en het vlakke landschap kan binnenstromend water zich snel over het gebied verspreiden. Dit maakt het gebied kwetsbaar voor overstromingen.

In de Purmer broeden verschillende beschermde weidevogels, waaronder de grutto en tureluur. Hun nesten liggen op de grond, waardoor deze soorten in het broedseizoen erg kwetsbaar zijn voor een overstroming doordat nesten kunnen wegspoelen. Tegelijk kan een kortdurende winterse overstroming een gunstig effect hebben door een aantrekkelijk drassig leefgebied te creëren.



BEELD: DE GRUTTO EN TURELUUR (VOGELBESCHERMING, 2026)

4.2 DIRECTE SCHADE AAN NATUUR

In de volgende secties bespreken we de schade aan natuur op basis van de tien eerder onderscheiden categorieën. Voor elke categorie geven we eerst een korte toelichting en beschrijven we hoe deze kwalitatief, kwantitatief en monetair kan worden gewaardeerd (1). Vervolgens bespreken we op welke manier een overstroming schade kan veroorzaken (2). Tot slot presenteren we een methode om deze schade te kwantificeren en – waar mogelijk – te vertalen naar een monetaire waarde (3), die we toepassen op de casus De Purmer (4).

> 4.2.1 Aquatische biodiversiteit

naar de infographic



Aquatische biodiversiteit omvat de variatie aan planten, dieren, micro-organismen en schimmels in zoetwatersystemen en de leefgemeenschappen die zij vormen (Unie van Waterschappen, 2024). Binnen de Kaderrichtlijn Water (KRW), de Europese richtlijn voor schoon en gezond oppervlaktewater en grondwater uit 2000 (Europese Unie, 2000; Hoijtink, Schreuders & Vroege, 2020), wordt deze biodiversiteit beoordeeld aan de hand van vier biologische kwaliteitscomponenten: vissen, macrofauna (ongewervelde dieren >0,5 mm), fytoplankton en overige waterflora (Informatiepunt Leefomgeving, zij). De toestand van deze groepen wordt samengevat in de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR), die waterlichamen indeelt in vijf klassen: zeer goed (blauw), goed (groen), matig (geel), ontoereikend (oranje) en slecht (rood) (Informatiehuis Water, 2025). De EKR is daarmee de meest gangbare en bestuurlijk relevante indicator voor het meten van aquatische biodiversiteit.

Het kwantificeren van biodiversiteit blijft complex: soortenrijkdom, biomassa, leeftijdsopbouw en functionele diversiteit spelen allemaal een rol, maar komen slechts deels in de EKR tot uitdrukking. Toch is de EKR bruikbaar omdat zij een gestandaardiseerde en periodiek vastgestelde maat vormt waarmee kwaliteitsverschillen tussen wateren onderling en in de tijd kunnen worden vergeleken.

Het monetair waarderen van aquatische biodiversiteit is lastiger. De intrinsieke waarde van soorten en ecosystemen laat zich niet direct in geld uitdrukken. In beleid en beheer wordt daarom meestal gekeken naar de kosten van herstelmaatregelen die nodig zijn om een verslechterde EKR weer op het gewenste niveau te brengen. Voorbeelden zijn het herstellen van waterplanten, het verbeteren van oevers of het verlagen van nutriëntenbelasting. Deze kosten geven een benadering van de 'vervangingskosten' van biodiversiteit. Daarnaast kan de 'Willingness to Pay' van burgers inzicht geven in hoeveel waarde mensen hechten aan schoon en ecologisch gezond water.

Schade door overstroming

De effecten van overstromingen op aquatische biodiversiteit zijn sterk afhankelijk van de duur, hoogte en intensiteit van de inundatie, het seizoen en de herkomst van het water (Antheunisse et al., 2023). Organismen reageren verschillend afhankelijk van hun mobiliteit, levenswijze en gevoeligheid (Van de Wolfshaar et al., 2009; Maiztegui et al., 2019). Binnen de Kaderrichtlijn Water wordt aquatische biodiversiteit ingedeeld in vier hoofdgroepen: vissen, macrofauna, fytoplankton en overige waterflora, zoals oever- en waterplanten (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, 2024; Torenbeek, 2016; Ecopedia, 2025). Voor deze vier groepen bespreken we hieronder de effecten van een overstroming:

Waterflora

Waterflora bestaat uit vaste planten in en langs het water. Deze groep kan sterk worden belast door overstromingen, vooral wanneer de waterstand langdurig verhoogd blijft of het water regelmatig overstromt. Intensieve inundaties kunnen leiden tot verlies van biomassa of fysieke beschadiging van planten, bijvoorbeeld door oevererosie of slibafzetting. Kortdurende overstromingen hebben daarentegen vaak beperkte, tijdelijke effecten, en kunnen in sommige gevallen zelfs gunstig zijn doordat lichtpenetratie en voedingsstoffendynamiek tijdelijk verbeteren (Bornette & Puijalon, 2011; Madsen et al., 2001; Rolon et al., 2010). De gevoeligheid verschilt bovendien tussen soorten; langzaam groeiende of specialistische planten zijn kwetsbaarder dan soorten die goed tegen dynamische waterstanden kunnen.

Fytoplankton

Fytoplankton, bestaande uit microscopische algen in het water, reageert vaak sneller op overstromingen door veranderingen in waterchemie en nutriëntenconcentraties. Afspoeling van stikstof en fosfaat kan tijdelijk de groei versnellen, wat leidt tot troebel water en verschuivingen in de soortensamenstelling. In sommige gevallen kan dit bijvoorbeeld de opkomst van cyanobacteriën bevorderen, die toxines produceren en zo indirect andere waterorganismen belasten (Wang et al., 2022, 2024; RIVM, 1996; Van de Waal, 2020). De mate van effect is sterk afhankelijk van locatie, stroming en seizoen, waarbij stilstaand water gevoeliger is voor overmatige algengroei dan stromend water.

Macrofauna

Macrofauna omvat grotere, zichtbaar ongewervelde dieren die minimaal een deel van hun leven in het water doorbrengen. Deze groep kan minder makkelijk ontsnappen aan veranderingen in waterstand en stroming. Overstromingen kunnen soortenrijkdom reduceren door fysieke verstoring, veranderingen in bodemsamenstelling en zuurstofschommelingen. Tegelijkertijd kunnen periodieke overstromingen juist positieve effecten hebben, bijvoorbeeld door het creëren van nieuwe habitats of door het tijdelijk verhogen van voedingsstoffen, wat in sommige systemen tot hogere macrofaunadiversiteit leidt (Chattopadhyay et al., 2021; Marino et al., 2024; Hou et al., 2024; Keljo et al., 2022; Antheunisse et al., 2023).

Vissen

Vissen zijn over het algemeen mobiel en kunnen tijdelijke overstromingen vaak goed doorstaan. Kortdurende overstromingen hebben meestal weinig negatieve effecten. Sommige soorten, zoals karper, kunnen zelfs profiteren van de toegang tot overstroomde uiterwaarden, waar voedsel en groei ruimte tijdelijk toenemen (Van de Wolfshaar, van den Bosch, Winter & Nagelkerke, 2009; Maiztegui et al., 2019). Significant negatieve effecten treden vooral op wanneer waterkwaliteit structureel verslechtert, bijvoorbeeld door toxines, zuurstoftekort of langdurige vervuiling.

Amfibieën

Amfibieën en sommige minder mobiele soorten reageren vooral op het seizoen en de duur van de overstroming. Voor amfibieën zoals padden en watersalamanders kan een korte overstroming bijvoorbeeld geen negatieve effecten hebben op voortplanting, of zelfs gunstig zijn door het tijdelijk beschikbaar stellen van water in voortplantingshabitats (Walls et al., 2013; Mulkeen et al., 2017). Larven van soorten die stabiel en langzaam stromend water nodig hebben, zijn echter kwetsbaarder voor snelle waterstandsveranderingen.

Samenvattend zijn de gevolgen van overstromingen voor aquatische biodiversiteit sterk contextafhankelijk. Niet-mobiele groepen zoals waterflora en macrofauna zijn vaak het meest kwetsbaar, terwijl mobiele organismen zoals vissen en sommige amfibieën kortdurende overstromingen meestal goed kunnen doorstaan. De effecten zijn bovendien seizoensafhankelijk, soortspecifiek en kunnen zowel negatief als tijdelijk positief zijn, afhankelijk van de mate van fysieke verstoring, veranderingen in waterkwaliteit en habitatstructuur.

Meten en waarderen van schade door overstroming

Het kwantificeren van schade gebeurt idealiter door te kijken naar een mogelijke verslechtering van de EKR. Wanneer een overstroming bijvoorbeeld leidt tot lagere visstand, bodembeschadiging of langdurig troebel water, kan dit in principe tot een lagere score leiden. Door de driejarige meetfrequentie is het echter niet altijd duidelijk of een tijdelijke verstoring ook terugkomt in de officiële EKR-beoordeling. Ondanks deze beperking blijft de EKR de meest toegepaste indicator om ecologische schade bestuurlijk vast te stellen.

Monetarisering van schade is uitdagend, omdat de diensten van aquatische ecosystemen – zoals waterzuivering, voedselvoorziening voor vissen of recreatieve waarde – zelden direct in geld worden verhandeld. Een veelgebruikte benadering is daarom het inschatten van de kosten van maatregelen die nodig zijn om de biodiversiteit te herstellen of het streefdoel alsnog te halen wanneer overstroming schade heeft veroorzaakt. Dit kan bijvoorbeeld bestaan uit natuurvriendelijke oevers, vismigratievoorzieningen of emissiebeperkende maatregelen (Ecorys, 2021). Het Hoogheemraadschap begrootte voor 2025 €7,2 miljoen voor de uitvoering van de maatregelen uit het KRW-maatregelenpakket. In zekere zin reflecteert dit bedrag de betalingsbereidheid van het Hoogheemraadschap voor het behalen van deze doelen. Door het aantal kilometer aan watergangen in het casusgebied te delen door de totale lengte van de watergangen van het Hoogheemraadschap, kan een inschatting worden gemaakt van de betalingsbereidheid voor het casusgebied. In de praktijk zullen budgetten niet naar rato van lengte van watergangen verdeeld zijn over de verschillende beheergebieden.

Daarnaast kan de maatschappelijke betalingsbereidheid (Willingness to Pay, WTP) van huishoudens een indicatie geven van de waarde die mensen hechten aan het behoud van aquatische biodiversiteit. Voor Nederland ligt de gemiddelde jaarlijkse WTP voor maatregelen die de KRW-doelen ondersteunen tussen de €90 en €105 per huishouden (Brouwer, 2004). Deze kan vertaald worden naar een inschatting voor de betalingsbereidheid in een beheergebied waar door een overstroming het halen van KRW-doelen onder druk komt te staan. Deze kan berekend worden door het aantal huishoudens in het beheergebied te vermenigvuldigen met de betalingsbereidheid per huishouden. Deze berekening negeert daarbij dat inwoners van een gebied ook betalingsbereidheid kunnen hebben voor wateren die niet in hun beheergebied liggen. Het is dan ook voornamelijk een orde-grootheid schatting van de betalingsbereidheid.

> Schade in de Purmer

De aquatische biodiversiteit scoort matig tot goed in 2025 in de KRW-factsheet. In de Purmer is de chemische waterkwaliteit niet optimaal, waardoor de planten- en diersoorten die er voorkomen gewend zijn aan relatief slechte waterkwaliteit. Bij een kortdurende overstroming van maximaal 72 uur zijn de effecten op de aquatische biodiversiteit daarom naar verwachting beperkt.

Waterplanten en andere niet-mobiele soorten zijn normaal gesproken het kwetsbaarst voor overstromingen. Bij een korte inundatie zoals deze is de impact echter gering: de meeste planten overleven de tijdelijke verhoging van het waterpeil zonder blijvende schade. Fytoplankton kan tijdelijk profiteren van extra voedingsstoffen die het water instromen, maar omdat het water in de Purmer al veel voedingsstoffen bevat, zal dit nauwelijks merkbare effecten hebben.

Bodemdieren en andere kleine waterdieren kunnen door zuurstofschommelingen of veranderde bodemcondities enige stress ervaren, maar sterfte is bij een dergelijk korte overstroming waarschijnlijk klein. Vissen en amfibieën kunnen de tijdelijke waterverhoging meestal ontwijken en sommige soorten profiteren zelfs van extra voedsel of tijdelijk beschikbaar habitat. Voor de gewone pad kan de korte overstroming bijvoorbeeld gunstig zijn voor voortplanting, zolang de larven zich in een veilig stadium bevinden (Walls et al., 2013).

Al met al is de verwachting dat een overstroming van 72 uur in de Purmer geen blijvende effecten zal hebben op de aquatische biodiversiteit. De tijdelijke veranderingen in waterplanten, kleine waterdieren, fytoplankton en vissen zijn lokaal en van korte duur, zonder significante impact op het ecosysteem of de doelen van de KRW.



> 4.2.2 Terrestrische biodiversiteit

naar de infographic

De terrestrische biodiversiteit is opgedeeld in twee verschillende categorieën. Eerst richten we ons op vegetatie (4.2.2.1), daarna kijken we naar fauna op land (4.2.2.2).

4.2.2.1 Flora

Terrestrische flora omvat alle plantensoorten die op het land groeien, van kruiden en grassen tot struiken en bomen. Terrestrische flora vormt de basis van veel ecologische processen, biedt habitat voor fauna en beïnvloedt bodemkwaliteit, waterhuishouding en microklimaat. Schade aan deze categorie ontstaat voornamelijk door de ontworteling van vegetatie en afsterving van vegetatie door verstikking van de wortels.

Er zijn verschillende manieren om de aanwezigheid van flora te kwantificeren. Zo kan er bijvoorbeeld gekeken worden naar de vegetatiedekking: hoeveel procent van het oppervlak wordt bedekt door vegetatie. Deze aanpak wordt vaak ondersteund met satellietdata. Het RIVM hanteert deze methode om de lage vegetatie (vegetatie tot 1 meter) in Nederland te monitoren (RIVM, 2021). Ook kan er gekeken worden naar het totale biomassa volume, of het aantal soorten in een gebied.

Het monetair waarderen van deze categorie kan op verschillende wijze. Zo kan bijvoorbeeld productiewaarde van hout of biomassa worden berekend. Een andere methode betreft het kijken naar de financiële middelen die nodig zijn om de vegetatie te beheren, dit kan gebruikt worden als maat voor de waarde van deze vegetatie.

Schade door een overstroming

Een overstroming kan terrestrische flora op verschillende manieren aantasten. De schade wordt in grote mate bepaald door de duur, diepte en intensiteit van de overstroming (Voeselek et al., 2006). Bij langdurige overstroming ontstaat vaak verzadiging in de bodem, waarbij zuurstofgebrek in de wortelzone kan leiden tot afsterven van vegetatie (Zhang et al., 2025). Bij kortdurende inundatie zijn deze effecten echter minimaal en ondervinden soorten vrijwel geen schade (Daniel & Hartman, 2024).

De gevoeligheid van vegetatie is daarnaast sterk soort- en leeftijdsafhankelijk. Zaaillingen zijn kwetsbaarder voor inundatie en kunnen bovendien makkelijker bedekt raken met sediment. Sommige grassen gaan dood bij een inundatie van 14 dagen (Vivian et al., 2020), terwijl andere grassen een inundatie van twee weken tot een maand overleven (Kitanović et al., 2023). Onderzoek naar Engels raaigras laat zien dat de biomassa na ongeveer 14 dagen begint af te nemen (McFarlane et al., 2003). Na 28 dagen is ongeveer 70% van de biomassa verdwenen. Dit geeft enige indicatie van welke grassoorten zullen afsterven bij een overstroming – hoewel het uiteindelijke aandeel biomassa dat afsterft hiervan kan afwijken.

Houtige vegetatie, zoals struiken en bomen, is over het algemeen nog robuuster. Veel volwassen bomen ervaren bij inundaties korter dan zeven dagen nauwelijks wortelschade (Iles et al., 2024). Ook zijn zaaillingen van bomen minder kwetsbaar (Schindler et al., 2021). Sommige oeversorten kunnen zelfs maanden onder water overleven. Soorten die beter gedijen op droge gronden, zoals de eik die veel voorkomt in het Purmerbos, vertonen eerder stress. Toch kunnen ook zij weken onder water staan zonder meetbare schade (Copini, et al., 2026; Thomas, 2024).

Samenvattend veroorzaakt een overstroming vooral schade aan terrestrische flora wanneer:

- Deze langdurig is (minimaal 14 dagen, vaak meer dan 2 maanden) en vegetatie afsterft. Een studie naar Engels raaigras (de meest voorkomende vegetatie in Nederland) laat zien dat de biomassa naar 14 dagen inundatie begint af te nemen. Na 28 dagen is ongeveer 70% verdwenen. Dit kan als een indicatie dienen.
- De fysische kracht groot is en vegetatie ontworteld wordt.

Kwantificeren en moneteriseren van schade

Schadekosten aan flora zijn lastig te bepalen, omdat vegetatie zeer verschillend reageert op overstromingen. Sommige soorten raken al na enkele dagen zwaar beschadigd, terwijl andere weken tot maanden onder water kunnen overleven. Ook het seizoen speelt hierbij een bepalende rol. Om toch tot een realistische inschatting te komen, is het nodig dat voor elk scenario een ecologisch expert de effecten op het betreffende ecosysteem beoordeelt. Deze expert kan vervolgens inschatten welk aandeel van de vegetatie waarschijnlijk afsterft.

Op basis daarvan kunnen de kosten worden berekend door te bepalen wat nodig is om de oorspronkelijke vegetatie te herstellen. Daarbij gaat het bijvoorbeeld om opruimwerkzaamheden, het aanplanten of inzaaien, en eventuele extra beheerkosten in de herstelperiode.

Het afsterven van flora leidt voornamelijk tot indirecte schade, omdat ecosystemendiensten (tijdelijk) niet geleverd kunnen worden. In [paragraaf 4.3](#) beschrijven we welke indirecte schade ontstaat bij het afsterven van flora.

> Schade in de Purmer

De schade aan flora in de Purmer in het uitgewerkte scenario lijkt beperkt. De kenmerken van de overstroming, zoals de duur van de inundatie, de waterkwaliteit en de geringe stroming, maken dat de meeste vegetatie redelijk ongeschonden blijft. De meeste gras- en boomsoorten kunnen enkele dagen onder water staan zonder structurele schade. Pas bij inundaties van ongeveer twee weken of langer treden bij veel soorten duidelijke effecten op.

Naast de lange termijn schade kan er echter ook directe schade optreden waardoor extra beheer nodig is. We kunnen dit inzichtelijk maken door naar de huidige beheerkosten te kijken. Voor het Purmerbos is jaarlijks €140.000 begroot, terwijl Staatsbosbeheer aangeeft dat er ongeveer €870.000 per jaar nodig is om het gebied adequaat te beheren en is er achterstallig onderhoud ter waarde van €1,5 miljoen (Staatsbosbeheer, 2025). Dat betekent dat er nu al een tekort van ongeveer 84% bestaat. Een overstroming kan deze lasten verhogen door extra werkzaamheden, zoals het opruimen van materiaal, herstellen van paden en het gebied weer toegankelijk maken. Deze kosten zijn echter ook onder de ecosystemedienst 'groene recreatie' te scharen, waardoor we voorzichtig moeten zijn met 'dubbel tellen' van schade.

Concluderend kunnen we stellen dat de overstroming in het uitgewerkte weinig tot geen lange termijnschade toebrengt aan de terrestrische flora in de Purmer door het robuuste karakter van soorten. Anderzijds kunnen er wel significante kosten worden gemaakt voor extra beheer van het bos.

4.2.2.2 Fauna

Terrestrische biodiversiteit van fauna omvat de verscheidenheid aan diergroepen die leven in ecosystemen op het land, variërend van zoogdieren en vogels tot amfibieën, reptielen en ongewervelden (Hunter, 1999). Welke soorten in een gebied voorkomen, hangt sterk samen met het aanwezige vegetatietype, het landgebruik en de mate van verstoring. Binnen terrestrische ecosystemen worden soorten vaak onderscheiden op basis van hun mobiliteit, hun afhankelijkheid van specifieke habitats en hun gevoeligheid voor verstoring. Kleine zoogdieren, zoals muizen, egels en marterachtigen, zijn afhankelijk van vegetatie voor voedsel en beschutting (Chamberlain, 2003; Staman et al., 2022). Vogels gebruiken bomen, struiken en open landschappen als broed- en foerageergebied, waarbij veel soorten gevoelig zijn voor veranderingen in waterstand tijdens het broedseizoen (Vogelbescherming Nederland, 2024).

Amfibieën en reptielen zijn deels aan land gebonden, maar zijn sterk afhankelijk van vochtige omstandigheden en water voor hun voortplanting (Walls et al., 2013; Zhang et al., 2021). Insecten en andere ongewervelden vormen een zeer diverse groep, met zowel mobiele vliegende soorten als bodem- en strooiselgebonden soorten.

De aanwezigheid en relatieve kwaliteit van fauna in een gebied kan kwalitatief worden vastgesteld met behulp van open databronnen zoals Waarneming.nl, de Florafaunaverkenner, AmphibiaWeb, Zoogdiervereniging.nl en de SoortenKijker Basiskwaliteit Natuur, aangevuld met expert judgement van ecologen en terreinbeheerders. Deze gegevens geven inzicht in welke soortgroepen aanwezig zijn en hoe gevoelig deze vermoedelijk zijn voor verstoringen zoals overstromingen.

Effect van overstromingen op terrestrische fauna

Overstromingen beïnvloeden terrestrische fauna vooral via de duur en diepte van de inundatie en het moment waarop deze plaatsvindt. Niet alle dieren reageren op dezelfde manier: mobiliteit, levensfase en habitatvoorkeur bepalen in sterke mate of soorten kunnen ontsnappen of juist kwetsbaar zijn (Chamberlain, 2003; Walls et al., 2013).

Kleine zoogdieren zijn met name kwetsbaar wanneer overstromingen schuilplaatsen en voedselbronnen aantasten. Minder mobiele soorten, zoals muizen en egels, kunnen bij onverwachte of snelle inundatie lokaal sterfte ondervinden doordat zij onvoldoende tijd of mogelijkheden hebben om te ontsnappen (Chamberlain, 2003; Staman et al., 2022). Daarnaast kan verlies van vegetatie of strooisel leiden tot een langere periode van verminderde leefkwaliteit, waardoor het herstel van populaties vertraagt. Soorten met een groter actieradius, zoals marterachtigen of vleermuizen, kunnen korte overstromingen doorgaans ontwijken en ondervinden daardoor minder directe schade (Thibault & Brown, 2008).

Bij vogels speelt vooral het seizoen een cruciale rol. Tijdens het broedseizoen kunnen overstromingen leiden tot het verloren gaan van nesten, eieren en jongen, terwijl volwassen dieren meestal probleemloos kunnen wegvliegen (Vogelbescherming Nederland, 2024; Ma et al., 2019). Sommige watervogels of moerasgebonden soorten zijn beter aangepast en kunnen zelfs profiteren van tijdelijke voedseltoevoer door overstromde gebieden. Daartegenover staan soorten die laag of op de grond broeden, zoals Kieviet, visdief en oeverwaluw, die juist sterk gevoelig zijn voor verhoogde waterstanden (Zhang et al., 2021; Vogelbescherming Nederland, 2024).

Amfibieën en reptielen zijn relatief goed aangepast aan wisselende waterstanden, maar ook voor deze groep is timing bepalend. Korte overstromingen kunnen de verbinding tussen leefgebieden vergroten, maar kunnen ook eieren wegspoelen of waterkwaliteit tijdelijk verslechteren (Walls et al., 2013). Soorten zoals watersalamanders zijn voor hun larvale stadia afhankelijk van stabiel, langzaam stromend water; plotselinge waterstandsveranderingen kunnen juist in deze fase negatieve effecten hebben, terwijl volwassen dieren korte inundaties vaak kunnen overleven door hun mobiliteit (Antheunisse et al., 2023).

Insecten en andere ongewervelden reageren sterk afhankelijk van levensfase en mobiliteit. Vliegende soorten ondervinden doorgaans weinig directe schade bij korte overstromingen, terwijl eitjes en larvale stadia, evenals bodemgebonden soorten, kwetsbaarder zijn (Woodman, 2015). Veel aquatisch-aangepaste insecten zijn beter bestand tegen tijdelijke inundatie, maar ook hier nemen de effecten toe bij grotere diepte of langere duur van de overstroming (Persson et al., 2009; Persson et al., 2014).

Samenvattend is de invloed van overstromingen op terrestrische fauna sterk soort- en contextafhankelijk. Vooral korte overstromingen leiden zelden tot grootschalig faunaverlies, maar kunnen lokaal en tijdelijk wel verstoring veroorzaken, met name wanneer zij samenvallen met gevoelige levensfasen zoals voortplanting of opgroei.

Kwantificering en monetaarisering van schade

Het kwantificeren van schade aan terrestrische fauna als gevolg van overstromingen is complex. Fauna bestaat uit uiteenlopende soorten met verschillende levensstrategieën, en directe sterfte is vaak moeilijk vast te stellen. Een mogelijke kwantitatieve benadering is het inschatten van veranderingen in populatiedichtheden. Hierbij kan worden gekeken naar veranderingen in aanwezigheid, aantallen of verspreiding van soorten.

Monetaarisering van schade aan terrestrische fauna is sterk beperkt en kan alleen indicatief plaatsvinden. Eén benadering is het gebruik van de Willingness to Pay (WTP), waarbij wordt gekeken naar de waarde die mensen hechten aan het behoud van diersoorten. Onderzoek laat zien dat huishoudens gemiddeld bereid zijn om € 5,65 per jaar te betalen om een soort van de Rode Lijst te laten verdwijnen (Robinson et al., 2025). Aangezien meerdere soorten die in overstromingsgebieden voorkomen, zoals marterachtigen, egels en watersalamanders, een beschermde status hebben, kan dit als een globale ondergrens voor maatschappelijke schade worden gebruikt.

Een tweede benadering is het meenemen van kosten voor herstelmaatregelen die nodig zijn na een overstroming, zoals het herstellen van leefgebieden, het opnieuw inrichten van schuil- of foerageergebieden, of aanvullende beheermaatregelen om populatieherstel te bevorderen. Deze kosten zouden zonder overstroming niet of later nodig zijn geweest en kunnen daarom worden gezien als een indirecte economische schadepost.

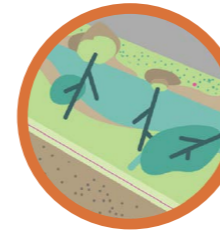
In de praktijk blijft de beoordeling van schade aan terrestrische fauna vooral kwalitatief, ondersteund door beperkte kwantitatieve indicatoren en indicatieve monetaire benaderingen. De resultaten geven vooral een beeld van orde van grootte en kwetsbaarheid, en minder van exacte schadebedragen.

> Schade in de Purmer

In de Purmer, en specifiek in het Purmerbos, wordt de basiskwaliteit van biodiversiteit beoordeeld met score C volgens de SoortenKijker Basiskwaliteit Natuur. Het gebied herbergt onder andere (bedreigde) soorten als de Europese haas en verschillende vleermuizen, zoals de laatvlieger. Tegelijkertijd is het gebied ingericht als productiebos, wat wijst op een matige ecologische kwaliteit en een fauna die deels gewend is aan verstoring.

De gemiddelde inundatiediepte in het Purmerbos is gering (ongeveer 0,27 m), en het overstromingsscenario betreft een kortdurende inundatie van maximaal 72 uur. Gezien deze beperkte duur en diepte wordt verwacht dat de meeste mobiele soorten, zoals vogels, vleermuizen en grotere zoogdieren, nauwelijks negatieve effecten ondervinden. Minder mobiele soorten kunnen lokaal hinder ervaren, bijvoorbeeld door tijdelijk verlies van schuilplaatsen of voedsel, maar grootschalige sterfte of langdurige populatie-effecten zijn onwaarschijnlijk.

Op basis van beschikbare gegevens en expertinschattingen kan worden geconcludeerd dat de invloed van een overstroming van 72 uur op de terrestrische fauna in de Purmer beperkt en tijdelijk is. Structurele schade aan faunadiversiteit of blijvend verlies van populaties ligt in dit scenario niet voor de hand. Schade aan vegetatie zal naar verwachting optreden wanneer de inundatie langer dan veertien dagen is.



> 4.2.3 Bodem

naar de infographic

4.2.3.1 Erosie

Erosie is het proces waarbij bodemdeeltjes losraken en worden verplaatst door natuurlijke krachten zoals water en wind (Atlas Natuurlijk Kapitaal, z.j.; Lal, 2001). Dit is een natuurlijk verschijnsel, maar kan worden versterkt wanneer de bodemstructuur is verzwakt, bijvoorbeeld door intensieve landbouw of bodemverdichting (Mulvihill, 2021; Winteraeken & Spaan, 2010). Vooral de bovenste bodemlaag is hierbij cruciaal, omdat deze rijk is aan nutriënten en bodemleven.

Bodemorganismen spelen een belangrijke rol in het stabiliseren van de bodem. Wanneer erosie leidt tot verstoring van de bodemstructuur, kan dit resulteren in een afname van microbiële biomassa en veranderingen in de verhouding tussen bacteriën en schimmels (Unger, 2009; Sánchez-Rodríguez, 2019; Sival et al., 2002). Ook het verlies van bodemfauna, zoals regenwormen, vermindert de samenhang van de bovengrond en maakt de bodem gevoeliger voor verdere erosie (Sánchez-Rodríguez, 2019). Hierdoor ontstaat een zichzelf versterkend proces waarbij erosie zowel gevolg als oorzaak is van bodemverarming.

Effect van overstromingen op erosie

Overstromingen kunnen erosie tijdelijk versterken doordat de bodem verzadigd raakt met water en bodemdeeltjes makkelijker loslaten (Unger, 2009; Sival et al., 2002; Sánchez-Rodríguez, 2019). Inundatie kan leiden tot het wegspoelen van de vruchtbare toplaag, vooral wanneer het water snel opkomt of stromend is. De ernst van dit effect hangt af van de duur, diepte en intensiteit van de overstroming, maar ook van gebiedsspecifieke kenmerken.

Bodemtype en helling spelen hierbij een centrale rol: steilere hellingen zorgen voor snellere afstroming van water en daarmee voor een hogere erosiekracht. Losse bodems, zoals zand, zijn bovendien kwetsbaarder voor erosie dan kleigronden met een meer samenhangende structuur (Takken et al., 1999; Lal, 2001; Mulvihill, 2021). Vegetatiebedekking is eveneens belangrijk. Gebieden met weinig of geen vegetatie bieden minder weerstand tegen afstromend water, waardoor erosie sneller optreedt dan in gebieden met een gesloten vegetatiedek (Van Rotterdam, de Pater, & Verweij, 2020).

Naast verlies van bodem op het land kan overstroming ook leiden tot transport van sediment richting sloten en waterlopen. Dit sediment kan daar zorgen voor vertroebeling en afzetting, met mogelijke effecten op aquatische organismen zoals macrofauna. In die zin vertoont erosie raakvlakken met oeverafkalving, hoewel het proces zich primair op het land afspeelt.

Kwantificering en monetaarisering van schade

De mate van erosie is lastig eenduidig te kwantificeren, omdat deze sterk afhankelijk is van lokale omstandigheden zoals helling, bodemtype, landgebruik en neerslag (Stroosnijder, 2005). Op Europees niveau wordt Nederland gekenmerkt als een gebied met lage gemiddelde bodemerosie door water, met een geschatte waarde van circa 0,27 ton per hectare per jaar (Panagos et al., 2015).

Voor specifieke situaties bestaan indicatieve cijfers voor bodemverlies bij een helling van ongeveer 3,5% en gemiddelde neerslagcondities. Grasland kent daarbij vrijwel geen bodemverlies, terwijl bouwland gevoeliger is. Voor gewassen zoals suikerbieten, wintertarwe en maïs loopt het geschatte bodemverlies uiteen van enkele tonnen per hectare per jaar. Deze cijfers geven een orde van grootte, maar zijn sterk contextafhankelijk.

In overstromingsscenario's kan erosie worden ingeschat door, met behulp van expert judgement, te bepalen hoeveel van de bovenlaag van de bodem verloren gaat. Wanneer bekend is hoeveel centimeter of ton per hectare erodeert, kan een monetaire benadering worden gemaakt. Deze kan bestaan uit:

- Verlies van bodemvruchtbaarheid en daarmee potentiële opbrengstderving;
- Kosten voor herstelmaatregelen, zoals het aanbrengen van nieuwe teelaarde of bodembeschermende maatregelen;
- Indirecte schade door extra sediment in watergangen, zoals hogere onderhoudskosten.

Binnen vlakke gebieden, zoals grote delen van het beheergebied van HHNK, zal de bijdrage van erosie aan natuurschade over het algemeen beperkt zijn in vergelijking met gebieden met reliëf. In regio's met duidelijke hellingen, zoals Zuid-Limburg, kan erosie bij overstromingen echter wel een dominante schadefactor zijn.

> Schade in de Purmer

De Purmer is een laaggelegen poldergebied onder zeeniveau en wordt gekenmerkt door zeer beperkte hoogteverschillen. Hierdoor is het risico op grootschalige erosie van de bovengrond gering. Bij overstromingen zal erosie in de Purmer daarom naar verwachting nauwelijks optreden en blijft de schade voornamelijk beperkt tot processen zoals oeverafkalving en lokale bodemdegradatie.

4.2.3.2 Oeverafkalving

Oeverafkalving is een specifieke vorm van bodemerosie waarbij bodemdeeltjes langs waterkanten losraken en worden afgevoerd door waterbeweging. Bodemerosie is van nature een continu proces, maar kan worden versterkt door menselijk gebruik van het landschap, zoals ontbossing, landbouw en waterbeheer (Lal, 2001; Atlas Natuurlijk Kapitaal, z.j.). Bij oeverafkalving leidt dit proces niet alleen tot verlies van land, maar ook tot effecten op waterkwaliteit en ecologische functies van watergangen (Van Rotterdam, de Pater, & Verweij, 2020).

De gevoeligheid van oevers voor afkalving wordt bepaald door een combinatie van factoren. Bodemtype en helling spelen een belangrijke rol: steilere oevers zijn minder stabiel en veenachtige bodems zijn over het algemeen kwetsbaarder dan kleigronden (Takken et al., 1999). Daarnaast draagt vegetatie langs de oever bij aan stabiliteit; wortels zorgen voor samenhang in de bodem en remmen de afstroming van water. Waar oevervegetatie ontbreekt of schaars is, verloopt afkalving vaak sneller (Van Rotterdam, de Pater, & Verweij, 2020).

Effect van overstromingen op oeverafkalving

Overstromingen versterken het natuurlijke proces van oeverafkalving. Verhoogde waterstanden, toegenomen stroming en een grotere waterdruk op de oever zorgen ervoor dat instabiele oevers sneller bezwijken (Sánchez-Rodríguez, 2019; Koelemeijer, 2020). Tijdens een overstroming kan water bovendien langdurig tegen de oever blijven staan, waardoor verzadiging van de bodem optreedt en de samenhang verder afneemt.

De mate waarin oeverafkalving optreedt verschilt sterk per locatie. In gebieden met zwakke bodems, steile oevers en beperkte vegetatie kan zelfs een relatief korte overstroming leiden tot extra afkalving. In meer stabiele systemen blijven de effecten vaak beperkt. Oeverafkalving heeft niet alleen ruimtelijke gevolgen, zoals verlies van landbouwgrond, maar kan ook leiden tot vertroebeling van het water en verstoring van aquatische habitats. Vooral waterplanten en macrofauna zijn gevoelig voor deze fysieke verstoring, omdat zij gebonden zijn aan de oeverzone en niet kunnen uitwijken (Bornette & Puijalon, 2011).

Kortdurende overstromingen veroorzaken daarom niet altijd directe grootschalige schade, maar dragen wel bij aan een versneld erosieproces dat zich op de langere termijn kan opstapelen.

Kwantificering en monetaisering van oeverafkalving

De kwantificering van schade door oeverafkalving richt zich vooral op het vaststellen van het verlies aan landoppervlak. Dit kan worden gedaan door de lengte van watergangen in een gebied te combineren met een verwachte jaarlijkse oeverafkalving, uitgedrukt in centimeters of millimeters per jaar. Door deze afkalvingsbreedte te vermenigvuldigen met de totale oeverlengte kan worden berekend hoeveel hectare land verloren gaat.

Oeverlengtes kunnen ruimtelijk worden bepaald met behulp van GIS, bijvoorbeeld op basis van de BRT TOPIONL-kaartlaag waterdeel. Kleine watergangen worden daarin weergegeven als lijnobjecten en grotere waterdelen als vlakken, waardoor voor elk afgebakend gebied de totale oeverlengte kan worden vastgesteld. In combinatie met aannames over afkalvingsnelheid kan zo een kwantitatieve inschatting van landverlies worden gemaakt.

Monetaisering van oeverafkalving is mogelijk door het waarderen van economische schade aan landbouwgrond. Dit omvat verschillende onderdelen, waarvan we hieronder een inschatting van de mogelijke schade benoemen:

- Het verlies van productieve landbouwgrond, berekend op basis van grondwaarde en het aantal hectare dat door afkalving verdwijnt: Gemiddeld was in 2024 de prijs voor agrarische grond € 96.300 per hectare. Op de site van het Kadaster kunnen gebiedsspecifieke grondwaarden worden opgezocht.
- Opbrengstderving doordat het productieareal afneemt: Op de landbouwgrond die verloren gaat kunnen geen gewassen meer worden geteeld. De opbrengstderving kunnen we operationaliseren als het saldo per hectare. Voor grasland was dat bijvoorbeeld €2.120 per hectare.
- Extra kosten voor mestafvoer als gevolg van het wegvallen van mestplaatsingsruimte: De hoeveelheid grond bepaalt hoeveel mest een melkveehouder maximaal mag gebruiken. Bij vermindering van grond, daalt dus de mestplaatsingsruimte (ter waarde van € 1.063 per hectare).
- Mogelijke vermindering van inkomsten uit landbouwsubsidies, zoals GLB-betalingsrechten en de eco-regeling: Wanneer het subsidiabele areaal afneemt kan de agrariër geen subsidies meer ontvangen vanuit het GLB voor deze hectares (afhankelijk van het behaalde niveau van de eco-regeling €158 - €338 per hectare).

Deze schadeposten kunnen gezamenlijk worden gezien als de directe economische gevolgen van oeverafkalving.

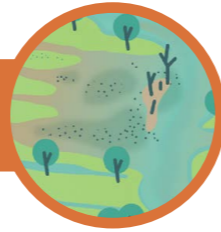
> Schade in de Purmer

Uit de BRT-kaarten blijkt dat de Purmer wordt gekenmerkt door een groot aantal watergangen en bijbehorende oevers. De lengte van primaire watergangen langs landbouwgrond bedraagt circa 49,9 kilometer, terwijl secundaire watergangen samen ongeveer 381 kilometer beslaan. In totaal resulteert dit in ongeveer 860 kilometer oeverlengte.

Gegeven de relatief beperkte duur van de overstroming (72 uur) betreft dit vooral een versnelling van een bestaand proces, waarbij de schade zich manifesteert als een beperkte maar structurele afname van het landbouwareaal langs watergangen. Wanneer wordt uitgegaan van een zeer conservatieve inschatting van oeverafkalving van 0,5 centimeter langs alle watergangen, leidt dit in de Purmer tot een geschat verlies van circa 0,4 hectare landbouwgrond. Dit leidt tot een jaarlijkse opbrengstderving van €1.558 en een eenmalig verlies van landbouwgrond ter waarde van €41.492.

> 4.2.4 Waterkwaliteit en verontreiniging

naar de infographic



Waterkwaliteit beschrijft de chemische, fysische en biologische toestand van oppervlakte- en grondwater en bepaalt in hoeverre water geschikt is voor ecosystemen, menselijk gebruik en economische activiteiten (Informatiepunt Leefomgeving, z.j.; KRW, 2000). Binnen de Kaderrichtlijn Water (KRW) wordt waterkwaliteit breed opgevat en omvat zij onder andere ook aquatische biodiversiteit. In dit hoofdstuk ligt de focus specifiek op de chemische componenten van oppervlaktewater.

Belangrijke chemische en fysisch-chemische stoffen die bepalend zijn voor waterkwaliteit zijn nutriënten (zoals stikstof en fosfor), zware metalen, organisch-chemische stoffen en parameters zoals zuurstofgehalte, temperatuur, pH en troebelheid (Informatiehuis Water, 2025; RIVM, 2024; STOWA, z.d.). Nutriënten zijn essentieel voor het ecosysteem, maar kunnen bij hoge concentraties leiden tot algenbloei en zuurstofgebrek. Zware metalen en organische verontreinigingen – zoals bestrijdingsmiddelen, hormonen en PAK's – kunnen zelfs bij lage concentraties schadelijk zijn voor waterorganismen (Derksen & Van Weeren, 2014; IKSR, z.d.). Fysisch-chemische omstandigheden bepalen daarnaast of water überhaupt een leefbare omgeving vormt voor aquatische fauna en flora (Larance et al., 2025).

Binnen de KRW worden deze stoffen en parameters beoordeeld aan de hand van normen die zijn gekoppeld aan het zogenoemde Goed Ecologisch Potentieel (GEP). Deze normen verschillen per stof, type waterlichaam en gebied (Wetterskip Fryslân, 2021; STOWA, z.d.).

Effect van overstromingen op waterkwaliteit

Overstromingen kunnen de waterkwaliteit beïnvloeden doordat ze grote hoeveelheden water, sediment en opgeloste stoffen in korte tijd verplaatsen. De richting en omvang van deze effecten zijn sterk afhankelijk van de duur en intensiteit van de inundatie, de herkomst van het water en het aangrenzende landgebruik.

Tijdens overstromingen kunnen nutriënten uit landbouwbodems, oevers en uiterwaarden in sloten en waterlopen terecht komen. Deze extra aanvoer van stikstof en fosfor kan leiden tot tijdelijke verhoging van concentraties en onder 'gunstige' omstandigheden al binnen enkele dagen aanleiding geven tot algenbloei (Macías Tapia et al., 2025; Wang et al., 2024). Dit kan vervolgens leiden tot zuurstoftekort en verslechtering van leefomstandigheden voor aquatische organismen.

Ook zware metalen kunnen tijdens inundaties vrijkomen. Metalen die normaal gesproken gebonden zijn aan sedimenten kunnen opnieuw worden gemobiliseerd en verspreid, wat tijdelijke piekconcentraties in het water veroorzaakt. Deze pieken kunnen toxisch zijn voor aquatische organismen en in sommige gevallen leiden tot langdurige verontreiniging van waterbodems (IKSR, z.d.; STOWA, z.d.; Coates Marnane et al., 2016).

Daarnaast kunnen overstromingen zorgen voor verspreiding van organisch-chemische stoffen, zoals bestrijdingsmiddelen en PAK's, afkomstig uit landbouwgronden, infrastructuur of verontreinigde sedimenten. Zelfs kortdurende blootstelling aan verhoogde concentraties kan negatieve effecten hebben op waterorganismen, afhankelijk van de aard en persistentie van de stof (Kovats et al., 2024; Smit, 2009).

Ten slotte veranderen overstromingen ook fysisch-chemische omstandigheden. Door instroom van sediment en organisch materiaal neemt de troebelheid toe en daalt het doorzicht. Afbraakprocessen kunnen het zuurstofgehalte tijdelijk verlagen, terwijl temperatuur en pH kunnen verschuiven. Dergelijke veranderingen bepalen in hoge mate hoe ernstig de effecten op aquatische ecosystemen zijn (Sao, Praise & Watanabe, 2023).

Belangrijk hierbij is dat effecten sterk contextafhankelijk zijn. Het type watergang, het omliggende landgebruik en het moment van overstroming (bijvoorbeeld kort na bemesting of toepassing van gewasbescherming) bepalen in hoge mate de mate van verslechtering. Ook de bestaande waterkwaliteit speelt een rol: in wateren die al in een slechte toestand verkeren, kan een extra belasting relatief weinig zichtbaar effect hebben, terwijl dezelfde belasting in een schoon waterlichaam tot een duidelijke achteruitgang kan leiden.

Kwantificering en moneterisering van schade

Veranderingen in waterkwaliteit worden binnen de KRW gekwantificeerd via de Ecologisch Kwaliteitsratio (EKR), waarin chemische stoffen en fysisch-chemische parameters worden getoetst aan het Goed Ecologisch Potentieel. Wanneer een overstroming leidt tot verhoogde concentraties nutriënten of verontreinigende stoffen, kan dit resulteren in een lagere EKR-score. Daarbij geldt, net als bij aquatische biodiversiteit, dat EKR-metingen slechts eens per drie jaar plaatsvinden, waardoor kortdurende verslechtingen vaak niet direct zichtbaar zijn.

Wanneer door overstromingen de waterkwaliteit structureel onder het gewenste niveau komt, kunnen hier financiële gevolgen aan verbonden zijn. Het waterschap kan genooddaakt zijn extra maatregelen te treffen om de waterkwaliteit te herstellen, zoals het verwijderen van verontreinigd sediment, aanvullende waterzuivering, of het aanleggen van bufferzones en natuurvriendelijke oevers. De kosten van deze maatregelen kunnen worden gezien als schade die voortkomt uit de overstroming.

Daarnaast kan het niet voldoen aan KRW-doelen leiden tot indirecte kosten, zoals extra monitoring, juridische procedures, reputatieschade of mogelijke sancties vanuit de Europese Unie. Voor een bredere maatschappelijke waardering van waterkwaliteit wordt soms gebruikgemaakt van Willingness to Pay (WTP)-studies, waarmee een indicatie kan worden verkregen van wat burgers bereid zijn te betalen voor schoon water en het behalen van KRW-doelen. Deze benadering geeft vooral een indicatieve waarde en is sterk afhankelijk van context en aannames.

> Schade in de Purmer

Uit interviews en de KRW-factsheet blijkt dat de waterkwaliteit in de Purmer al wordt gekenmerkt door hoge concentraties verontreinigende stoffen. In een dergelijk systeem zullen de effecten van een kortdurende overstroming van circa 72 uur naar verwachting beperkt zijn. Eventuele pieken in nutriënten of andere stoffen zullen waarschijnlijk tijdelijk zijn en weinig invloed hebben op de langetermijnbeoordeling van de waterkwaliteit. Hierdoor wordt in dit specifieke scenario geen materiële verslechtering van de waterkwaliteit verwacht.

4.3 INDIRECTE SCHADE AAN ECOSYSTEEDIENSTEN

In [sectie 4.2](#) hebben we de impact besproken die een overstroming kan hebben op de conditie van een ecosysteem. Dit heeft ook impact op de processen binnen een ecosysteem (zie [hoofdstuk 2](#)). Hierdoor verandert de levering van de door het ecosysteem geleverde diensten. Hoe dit specifiek doorwerkt in de verschillende diensten bespreken we in de volgende secties.

> 4.3.1 Groene recreatie

naar de infographic



Groene recreatie omvat alle vormen van vrijetijdsbesteding die in de natuurlijke omgeving plaatsvinden, zoals wandelen, fietsen, (water)sporten en vissen. Dit gebruik van de natuur draagt bij aan ontspanning, natuurbeleving en fysieke én mentale gezondheid (Barton & Rogerson, 2017). De kwaliteit en toegankelijkheid van groen bepalen in welke mate deze ecosysteemdienst kan bijdragen aan het welzijn.

Groene recreatie kan worden gekwantificeerd door het aantal bezoekers of het aantal gewandelde kilometers per gebied in kaart te brengen. Hiervoor zijn gegevens beschikbaar uit het Continu Vrijetijdsonderzoek (CVTO), waarin onder meer wordt geregistreerd hoeveel wandelingen van langer dan 60 minuten in de natuurlijke omgeving plaatsvinden. Op basis hiervan kan een ruimtelijke kaart worden opgesteld die het aantal gewandelde kilometers per gebied inzichtelijk maakt.

Vervolgens kunnen we hier een financiële waarde aan toe kennen door gebruik te maken van bijvoorbeeld reiskostenmethoden, bestedingsonderzoek, of waarderingstudies. Deze methodes analyseren de uitgaven die gemaakt worden voor de recreatie, zoals de reis- of entreekosten. Door deze kosten te koppelen aan het aantal bezoekers of het aantal gewandelde kilometers, kunnen we een inschatting maken van de waarde van groene recreatie.

Schade door overstromingen

Een overstroming kan natuurgebieden tijdelijk onbereikbaar maken, waardoor recreatie direct onmogelijk wordt. Ook na de overstroming blijven gebieden vaak (gedeeltelijk) gesloten vanwege drassige paden of noodzakelijke herstelwerkzaamheden. Daarnaast kan de aantrekkelijkheid van het gebied afnemen doordat de biodiversiteit en de algehele ecosysteemconditie is aangetast (zie [sectie 4.2](#)). Hierdoor vermindert niet alleen de directe recreatiemogelijkheid, maar kan deze ecosysteemdienst ook voor langere termijn zijn aangetast.

Samenvattend bepalen de volgende variabelen de schade na een overstroming:

- **Het aantal dagen dat een gebied ontoegankelijk is**
- **Het aantal bezoekers dat het gebied gemiddeld bezoekt**
- **De kwaliteit van het ecosysteem op lange termijn**

Kwantificeren en moneteriseren van schade

Om schade aan de ecosysteemdienst groene recreatie vast te stellen, bepalen we (1) hoe lang het gebied ontoegankelijk is, (2) hoeveel recreanten het gebied normaal gesproken bezoeken en (3) of de landschappelijke kwaliteit op langere termijn is aangetast.

Het CBS heeft, op basis van bevolkingsdichtheid, mobiliteitsgegevens en CVTO-enquêtes, een kaart ontwikkeld die de monetaire waarde van natuurrecreatie weergeeft. Deze waarde is onder meer afhankelijk van de consumentenprijsindex en brandstofprijzen. Zo ontstaat voor elk gebied in Nederland een schatting van de recreatieve waarde.

Door deze kaart (Atlas Natuurlijk Kapitaal: Natuurrecreatie Monetair, 2026) te koppelen aan de inundatiekaart bepalen we de jaarlijkse recreatieve waarde van het getroffen gebied. Door deze om te rekenen naar een dagwaarde en te vermenigvuldigen met het aantal dagen waarop het gebied niet toegankelijk is, ontstaat een schatting van de directe schade.

Wanneer de ecosysteemconditie zodanig is aangetast dat het gebied structureel minder aantrekkelijk wordt voor recreanten, kan ook de indirecte schade worden meegenomen. Deze wordt bepaald door de verwachte afname in recreanten en het bijhorende verlies aan waarde over een langere periode te moneteriseren. Ook kan er gekeken worden naar eventuele kosten voor herstelwerkzaamheden.

Samenvattend kan de schade bepaald worden door:

- **De totale waarde voor natuurrecreatie van een gebied te bepalen. Deze varieert gemiddeld van minder dan €20 tot meer dan €500 per hectare per jaar.**
- **Dit terug te rekenen naar de periode waarin het gebied ontoegankelijk is voor recreatie.**
- **Daarnaast kunnen kosten voor eventuele herstelwerkzaamheden worden vastgesteld.**

> Schade in de Purmer

Het vaststellen van de waarde begint bij het identificeren van relevante natuurgebieden. In de Purmer betreft dit het Purmerbos: een recreatiegebied van circa 250 hectare dat wordt gebruikt door hardlopers, fietsers en ruiters. De omvang van de schade hangt in belangrijke mate af van de periode waarin dit gebied door een overstroming niet toegankelijk is.

De totale jaarlijkse waarde van natuurrecreatie bedraagt €101.003 (Atlas Natuurlijk Kapitaal: Natuurrecreatie – Monetair. Zie het begin van dit hoofdstuk). Deze waarde is grotendeels toe te schrijven aan het Purmerbos. De inundatiekaart laat zien dat het gehele gebied in het scenario overstroomt, waardoor recreatief gebruik tijdelijk wegvalt. De schade wordt daardoor bepaald door de duur van de overstroming en de tijd die nodig is voor eventuele herstelwerkzaamheden.

In het uitgewerkte scenario is de inundatiediepte in het bos relatief beperkt (< 0,5 m) en de duur kort (< 72 uur). In combinatie met het robuuste en veerkrachtige karakter van bosgebieden (zie 4.2.2) is het aannemelijk dat de ecologische kwaliteit niet structureel wordt aangetast.

Concluderend:

- **De Purmer heeft, mede door het Purmerbos, een jaarlijkse economische waarde van €101.003 voor natuurrecreatie (Atlas Natuurlijk Kapitaal, 2026)**
- **Omgerekend bedraagt de dagelijkse economische waarde ongeveer €278 per dag (€101.003 / 365). Afhankelijk van de duur van de ontoegankelijkheid voor recreanten kan de totale schade oplopen tot enkele duizenden euro's.**
- **Eventuele herstelwerkzaamheden kunnen de totale schade aanzienlijk vergroten. Daarbij moet worden meegewogen dat in het Purmerbos momenteel sprake is van circa € 1,5 miljoen aan achterstallig onderhoud (Staatsbosbeheer, 2025).**

> 4.3.2 Bestuiving

naar de infographic



Bestuiving is een ecosysteemdienst waarbij insecten, met name wilde bijen, hommels en zweefvliegen, bijdragen aan de bestuiving van gewassen en wilde planten. Bestuiving verhoogt zowel de opbrengst als de kwaliteit van diverse teelten en ondersteunt de biodiversiteit in omliggende ecosystemen (Klein et al. 2006). De hoogte van deze dienst wordt bepaald door de aanwezigheid van een combinatie van geschikte leefgebieden, voedselbronnen en nestelplaatsen voor bestuivende soorten (Kennedy et al., 2013).

Deze dienst kan kwantitatief worden gewaardeerd als het vermeden productieverlies (in ton per hectare) ten opzichte van een situatie zonder voldoende natuurlijke bestuiving. Dit wordt bepaald door de ecosysteemtypekaart (die de geschiktheid als leefgebied voor bestuivers weergeeft) te combineren met de gewas- en perceelinformatie uit de Basisregistratie Percelen. Daarbij wordt rekening gehouden met de afstand, omdat de bijdrage van wilde bestuivers afneemt naarmate teelten verder van geschikt habitat liggen.

Door een financiële waarde te koppelen aan het vermeden productieverlies kan de monetaire waarde van bestuiving (in euro per hectare) worden bepaald. Dit gebeurt door het berekende opbrengstverlies te vermenigvuldigen met gewasprijzen en opbrengstcijfers van o.a. CBS en Wageningen Economic Research. Omdat de dienst afhangt van de nabijheid van bestuivingsafhankelijke gewassen, verschilt de waarde sterk per regio.

Schade door overstromingen

Schade aan bestuivingsdiensten hangt sterk af van de duur en het seizoen waarin de overstroming plaatsvindt. Overstromingen in april-juni hebben de grootste impact omdat veel wilde bijen en hommels dan pieken in activiteit en veel gewassen in bloei staan.

Onderzoek laat zien dat natte of tijdelijk overstroomde gebieden minder aantrekkelijk zijn voor bestuivers: zij bezoeken deze plekken minder vaak en verblijven er korter (Walter, 2020). Overstromingen kunnen daarnaast leiden tot afname van bloem- en zaadgewicht, wat duidt op negatieve langetermijneffecten door verminderde bestuiving.

Lage vegetatie, zoals bloemen, kruiden, struiken en graslanden, is extra gevoelig, omdat deze vegetatie direct wordt geraakt door het water. Bomen zijn relatief minder kwetsbaar, aangezien bestuiving voornamelijk in de kroon plaatsvindt (Allen & Davies, 2022; Urban-Mead et al., 2023). Maar omdat veel bijensoorten nestelen in holle stengels, oud hout en andere structuren aan of in de bodem, kan een overstroming ook in bossen het beschikbare nesthabitat aantasten, met negatieve gevolgen voor het ecosysteem als geheel.

Concluderend kan een overstroming invloed hebben op bestuiving wanneer:

- **Het seizoen ongunstig is (met name april-juni, omdat dan de meeste bestuiving plaatsvindt).**
- **Habitat en voedselbronnen tijdelijk verdwijnen doordat het gebied onder water staat.**
- **Vegetatie afsterft of beschadigd raakt, waardoor voedselbronnen en habitat voor bestuivers gedurende langere tijd verdwijnen. Het is niet goed mogelijk om aan vegetatie één vaste tolerantiegrens te koppelen, omdat soorten verschillend reageren op inundatie. Zo kunnen grassen al na enkele dagen (gedeeltelijk) afsterven, terwijl veel boomsoorten weken tot zelfs maanden onder water kunnen staan zonder directe schade.**

Kwantificeren en moneteriseren van schade

Om de schade aan de ecosysteemdienst bestuiving te kwantificeren, wordt eerst de jaarlijkse waarde van de dienst in het gebied bepaald. Hiervoor combineren we een kaart met geschikte habitats voor bestuivers met een kaart die de monetaire waarde van bestuiving (euro per hectare) weergeeft (Atlas Natuurlijk Kapitaal: Bestuiving Monetair, 2026). Zo wordt zichtbaar welke delen van het gebied daadwerkelijk bijdragen aan bestuiving en wat de totale jaarlijkse waarde daarvan is.

Vervolgens wordt de inundatiekaart over deze waardevolle habitatgebieden gelegd. Daarmee bepalen we welk deel van het habitat hoe lang onder water staat. De potentiële schade hangt daarbij af van seizoen, duur en intensiteit van de overstroming: een kortdurende winteroverstroming heeft doorgaans beperkte impact, terwijl een langdurige overstroming in het voorjaar de jaarlijkse waarde aanzienlijk kan verminderen.

Ten slotte wordt, op basis van de overstromingskenmerken, ingeschat hoeveel vegetatie tijdelijk geen bestuivingsdienst kan leveren en welk deel blijvende schade oploopt (bijvoorbeeld uitgedrukt als percentage van de totale habitatoppervlakte). Door deze percentages te vermenigvuldigen met de bijbehorende monetaire waarde ontstaat het schadebedrag voor de ecosysteemdienst bestuiving.

Samenvattend kan de schade aan bestuiving worden bepaald aan de hand van drie stappen:

- **Bepaal de totale waarde van bestuiving in het gebied. Deze varieert van minder dan €50 tot meer dan €500 per hectare per jaar, voornamelijk afhankelijk van de nabijheid van bestuivingsafhankelijke gewassen.**
- **Stel vast welk deel van het gebied overstroomt en hoe diep de vegetatie onder water komt te staan.**
- **Stel het moment van de overstroming vast. Overstromingen in de periode april tot en met juni leiden tot aanzienlijke schade, terwijl overstromingen buiten deze periode doorgaans beperkte gevolgen hebben.**

> Schade in de Purmer

Omdat het in deze casus gaat om een kortstondige overstroming van maximaal 72 uur, verwachten we slechts minimale schade aan de ecosysteemdienst bestuiving. Door de beperkte duur is het onwaarschijnlijk dat vegetatie afsterft (zie **paragraaf 4.2.2**). Daarnaast zullen bijen en hommels, vanwege hun mobiele gedrag, naar verwachting weinig hinder ondervinden van tijdelijke inundatie (zie **paragraaf 4.2.1**). De jaarlijkse bestuivingsbaat in de Purmer bedraagt ongeveer €22.000. Hoewel er relatief veel geschikt habitat aanwezig is, worden er weinig bestuivingsafhankelijke teelten in de nabijheid verbouwd. Hierdoor is de potentiële schade van nature beperkt, omdat deze ecosysteemdienst minder relevant is voor de lokale voedselproductie. Wel zien we dat een groot deel van het voor bestuivers geschikte habitat door de overstroming onder water komt te staan.

Concluderend:

- **De schade is grotendeels seizoens-afhankelijk. Wanneer de overstroming in april-juni plaatsvindt, kan er aanzienlijke schade worden toegebracht aan de totale waarde van circa €22.000.**
- **Vindt de overstroming in een ander jaargetijde plaats, zal de schade minimaal zijn.**

> 4.3.3 Bodemvruchtbaarheid

naar de infographic



Schade aan deze ecosysteemdienst correleert in sterke mate met de effecten op de bodem, beschreven in **paragraaf 4.2.3**. Waar deze paragraaf (**4.2.3**) zich echter focuste op de directe effecten op de bodem (erosie en oeverafkalving), richt deze paragraaf zich op de effecten van een overstroming op de bodemvruchtbaarheid op lange termijn.

Bodemvruchtbaarheid beschrijft hoe goed een bodem planten kan laten groeien. Dit hangt samen met de opbouw van de bodem, de aanwezigheid van leven in de bodem, de hoeveelheid voedingsstoffen en de chemische eigenschappen van de grond (Unger, 2009; Sival et al., 2002). Bodemvruchtbaarheid beschrijft het vermogen van de bodem om plantengroei duurzaam te ondersteunen. Een vruchtbare bodem heeft een stabiele maar voldoende losse opbouw, waardoor water en lucht goed aanwezig blijven en plantenwortels zich kunnen ontwikkelen. In de bodem is bovendien een rijk bodemleven aanwezig, zoals bacteriën, schimmels en regenwormen, die bijdragen aan de afbraak van organisch materiaal en het beschikbaar maken van voedingsstoffen. Daarnaast wordt de bodemvruchtbaarheid bepaald door de aanwezigheid van essentiële voedingsstoffen, zoals stikstof, fosfor en kalium, en door het gehalte aan organische stof.

Schade door overstromingen

Tijdens een overstroming kan de bodem volledig verzadigd raken met water. Hierdoor komt er weinig zuurstof in de grond, wat nadelig is voor wortels en bodemorganismen. Bij langere overstromingen kan een deel van het bodemleven afsterven, waardoor de bodem minder actief en minder veerkrachtig wordt (Unger, 2009; Sánchez-Rodríguez, 2019; Sival et al., 2002).

Ook de hoeveelheid voedingsstoffen in de bodem kan veranderen. Oplosbare stoffen, zoals nitraat en kalium, kunnen wegspoelen met het water. Tegelijkertijd kan het overstromingswater juist ook nieuwe voedingsstoffen of slib aanvoeren. Of dit positief of negatief uitpakt, hangt af van de samenstelling van het water en de duur van de overstroming (Sival et al., 2002; Zurweller et al., 2015).

Verder kunnen langdurig (>2 maanden) natte omstandigheden leiden tot veranderingen in het bodemleven. Onderzoek laat zien dat bij langdurige inundatie het aantal bacteriën en regenwormen kan afnemen, wat de structuur van de bodem verzwakt (Sánchez-Rodríguez, 2019). Ook kan de zuurgraad van de bodem veranderen als het overstromingswater een andere samenstelling heeft dan de bodem zelf, wat gevolgen kan hebben voor de beschikbaarheid van voedingsstoffen (Sival et al., 2002; Kemmers, 1996).

De schade aan de bodem ontstaat dus vooral doordat de bodem te nat wordt, het bodemleven afneemt en voedingsstoffen verschuiven. Hoe groot die schade is, verschilt sterk per locatie en hangt vooral af van hoe lang het gebied onder water staat en van het type bodem.

Kwantificering en monetaisering van schade

De invloed van overstromingen op bodemvruchtbaarheid kan globaal worden ingeschat door veranderingen in enkele meetbare kenmerken van de bodem. Hierbij kan worden gekeken naar het aantal bodemorganismen, de hoeveelheid voedingsstoffen in de grond, de structuur van de bodem en de zuurgraad (Unger, 2009; Zurweller et al., 2015; Şimşek, 2012; Saint-Laurent et al., 2016).

Het is echter lastig om deze veranderingen direct te koppelen aan één specifieke overstroming. In sommige gevallen herstelt de bodem zich snel, terwijl in andere gevallen de effecten langer zichtbaar blijven.

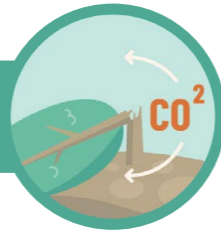
De financiële gevolgen van schade aan bodemvruchtbaarheid kunnen daarom alleen bij benadering worden bepaald. Dit kan bijvoorbeeld gaan om lagere landbouwopbrengsten doordat de bodem minder voedingsstoffen levert, of om extra kosten voor herstel, zoals aanvullende bemesting of het verbeteren van de bodemstructuur. Op de langere termijn kunnen veranderingen in de zuurgraad of een afname van organische stof leiden tot blijvend hogere kosten voor bodembeheer.

> Schade in de Purmer

De Purmer is een laaggelegen polder met weinig hoogteverschillen. Bij een kortdurende overstroming van ongeveer 72 uur zal de bodem waarschijnlijk tijdelijk nat worden, maar niet langdurig zuurstofarm. Hierdoor zullen de effecten op bodemleven, voedingsstoffen en bodemstructuur naar verwachting beperkt zijn en grotendeels vanzelf herstellen. Grote of blijvende schade aan de bodemvruchtbaarheid is in dit scenario daarom niet aannemelijk.

> 4.3.4 Koolstofvastlegging

naar de infographic



Koolstofvastlegging is het proces waarbij ecosystemen CO₂ uit de atmosfeer opnemen en langdurig opslaan in vegetatie en bodem. Hiermee dragen ze bij aan klimaatregulatie en mitigatie van klimaatverandering. De mate van vastlegging verschilt sterk tussen ecosystemetypen en is vooral afhankelijk van de structuur en samenstelling van de aanwezige vegetatie.

De omvang van koolstofvastlegging kan worden bepaald door de jaarlijkse opslag in ton koolstof per hectare te meten of te modelleren. Voor veel Nederlandse ecosystemen zijn dergelijke waarden beschikbaar. Naaldbossen leggen gemiddeld ongeveer 1 ton koolstof per hectare per jaar vast (Arets et al., 2018), terwijl heide en grasland dit in mindere mate doen, met ongeveer 0,18-0,22 ton per hectare (Janssens et al., 2005).

De monetaire waarde van koolstofvastlegging kan bepaald worden door de vastgelegde hoeveelheid koolstof te koppelen aan een financiële waarde per ton. Vaak wordt gebruik gemaakt van (inter)nationale koolstofprijzen uit emissiehandelssystemen, maar ook kunnen schaduwrijzen of maatschappelijke kosten-benaderingen worden gebruikt. Door de jaarlijkse vastlegging per gebied te vermenigvuldigen met deze prijs kan een schatting worden gemaakt van de economische waarde van deze ecosystemedienst.

Schade bij een overstroming

Een overstroming kan de koolstofvastlegging op twee manieren aantasten. Ten eerste kan erosie optreden, waarbij de koolstofrijke bovenlaag van akkers en andere bodems wegspoelt. Hierdoor gaat opgeslagen koolstof verloren (zie 4.2.3).

Daarnaast kan verlies van vegetatie optreden door ontworteling of afsterving. Daarmee verdwijnt niet alleen de in biomassa opgeslagen koolstof, maar komt de bodem ook open te liggen, wat verdere erosie en koolstofverlies kan versterken. Deze effecten treden vooral op bij overstromingen met hoge intensiteit en lange duur, bij kortdurende overstromingen is het verlies van vegetatie doorgaans beperkt.

Een uitgebreidere beschrijving van de effecten op de vegetatie en de bodem staat in **paragraaf 4.2.2 en 4.2.3**.

De schade aan de ecosystemedienst koolstofvastlegging wordt dus vooral bepaald door:

- Erosie van de koolstofrijke bovenlaag van de bodem.
- Het verlies van vegetatie door ontworteling en afsterving.

Kwantificeren en moneteriseren van schade

Het vaststellen van de schade aan de ecosystemedienst koolstofvastlegging is een complex proces. Hiervoor moet de hoeveelheid erosie én het verlies van vegetatie en de koolstofwaarde van deze vegetatie worden bepaald (zie 4.2.2 en 4.2.3). Wanneer vegetatie afsterft, komt de opgeslagen koolstof vrij. Voor verschillende typen vegetatie bestaan kengetallen over koolstofvoorraden afhankelijk van de leeftijd van de vegetatie. Daarnaast is er kaartmateriaal beschikbaar dat de hoeveelheid opgeslagen koolstof voor verschillende ecosystemetypen in Nederland toont. Door het aantal hectare vegetatie dat afsterft te vermenigvuldigen met de koolstofvoorraad in deze gebieden kan berekend worden hoeveel ton CO₂ vrijkomt. Wanneer deze waarden is bepaald, kan dit vermenigvuldigd worden met de gekozen koolstofprijs. Via deze benadering kan een schatting gemaakt worden van kosten van CO₂-uitstoot bij een overstroming.

Wanneer de vegetatie zou afsterven, is de schade in kaart te brengen door te kijken naar het verlies van de totale koolstofvoorraad:

- Stel de totale koolstofvoorraad in een gebied vast:
 - De totale bodemkoolstofvoorraad ligt in Nederland tussen de 50 ton koolstof per hectare voor de droge zandgronden en meer dan 175 ton per hectare voor veengebieden.
 - In natuurgebieden is er ook veel bovengrondse koolstofvoorraad. In het Purmerbos bedraagt dit tussen de 51 en 75 ton koolstof per hectare. In natuurgebieden die vooral bestaan uit heide, is dit veel lager (0-25 ton per hectare).
- Vermenigvuldig de totale koolstofvoorraad (bodem + bovengronds) met een koolstofprijs. Er zijn verschillende koolstofprijzen:
 - De effectieve prijs van CO₂ in Nederland (de prijs die nodig is om de maatschappelijke kosten van CO₂-uitstoot te internaliseren). Dit is ook de prijs die wordt gehanteerd bij de kaarten van de Atlas Natuurlijk Kapitaal (PBL, 2018). Deze prijs werd voor 2023 vastgesteld op €232 per ton C (of €63 per ton CO₂).
 - De marktprijs van emissierechten (circa €85 per ton CO₂ – omgerekend €311 per ton C)
- De uiteindelijke schade wordt bepaald door de mate van vegetatiesterfte en het tempo en succes van herstel. Alleen wanneer vegetatie niet teruggroeit, resulteert dit in een toename van CO₂ in de atmosfeer. Wanneer vegetatie wel teruggroeit, leidt de eenmalige sterfte slechts tot een tijdelijke toename.

> Schade in de Purmer

De waarde voor deze ecosystemedienst bestaat uit twee delen: (1) de waarde voor de jaarlijkse hoeveelheid vastgelegde koolstof en (2) de waarde voor de totale koolstofvoorraad in een gebied. De Purmer is een omvangrijk gebied en legt jaarlijks een aanzienlijke hoeveelheid koolstof vast. De overeenkomende economische waarde hiervan bedraagt €145.350 (Atlas Natuurlijk Kapitaal: Koolstofvastlegging wereldwijde klimaatregulatie monetair, 2026). Een overstroming kan ervoor zorgen dat dit proces tot stilstand komt.

Naast dat er jaarlijks koolstof wordt vastgelegd, bevat een gebied ook een bepaalde koolstofvoorraad. Deze voorraad kan door erosie en verlies van vegetatie worden aangetast, waardoor koolstof uit stervende vegetatie kan vrijkomen en als CO₂ in de atmosfeer terecht komt. De omvang van de koolstofvoorraad is vele malen groter dan de hoeveelheid koolstof die jaarlijks wordt vastgelegd. Daardoor is ook de economische waarde van de totale koolstofvoorraad aanzienlijk hoger. Voor de Purmer wordt deze waarde geschat op ongeveer € 4,8 miljoen.

Voor het bepalen van de schade aan de koolstofvoorraad beoordelen we twee potentiële bronnen van verlies: erosie en vegetatieafname. Kwetsbare akkergronden, waar een overstroming veel braakliggende bodem zou kunnen eroderen, liggen in het noordelijk deel van de Purmer. Het overstromingsscenario laat echter zien dat deze percelen niet worden geraakt in het scenario (zie 4.1). Omdat het overstromde gebied hoofdzakelijk uit bos en grasland bestaat, verwachten we slechts minimale erosie en daarmee een zeer beperkte schade aan de koolstofvastlegging.

Daarnaast gaan we ervan uit dat de vegetatie in dit scenario niet substantieel wordt aangetast door de relatief korte en ondiepe overstroming (zie 4.2.2). Hierdoor blijft de jaarlijkse koolstofvastlegging vrijwel intact. We concluderen dan ook dat de ecosystemedienst koolstofvastlegging nauwelijks schade ondervindt en dat het grootste deel van de economische waarde van bijna €5 miljoen behouden blijft.

> 4.3.5 Luchtfiltratie

naar de infographic



Ecosystemen dragen bij aan schone lucht door vervuilende stoffen, zoals fijnstof en stikstofoxiden, uit de atmosfeer te verwijderen. Vooral bomen spelen hierbij een belangrijke rol: hun bladeren en takken vangen relatief veel fijnstofdeeltjes af. Langdurige blootstelling aan fijnstof verhoogt de kans op gezondheidsrisico's (Künzli et al., 2000). Door het afvangen van fijnstof levert vegetatie een directe bijdrage aan de volksgezondheid.

De ecosysteemdienst luchtfiltratie kan kwantitatief worden beschreven door de jaarlijkse hoeveelheid afgevangen fijnstof per hectare in kilogram. De mate van afvang hangt sterk samen met vegetatiestructuur, dichtheid en vooral het totale bladoppervlak (Powe & Willis, 2004). Bossen leveren daardoor veruit de grootste bijdrage, terwijl graslanden slechts beperkt fijnstof verwijderen (Oosterbaan et al., 2006).

De monetaire waarde van luchtfiltratie ontstaat door de hoeveelheid afgevangen fijnstof te koppelen aan een financiële waarde per kilogram. Deze waarde is gebaseerd op de maatschappelijke kosten van luchtvervuiling, zoals zorgkosten, verloren arbeidsproductiviteit en sterfterisico's (Remme et al., 2015). Atlas Natuurlijk Kapitaal combineert hiervoor gegevens over ecosysteemtype, lokale luchtverontreiniging en bevolkingsdichtheid om de jaarlijkse baten van luchtfiltratie per gebied te schatten. Zo ontstaat een inschatting van de economische waarde van deze ecosysteemdienst.

Schade bij een overstroming

De impact van een overstroming op de ecosysteemdienst luchtfiltratie wordt in de eerste plaats bepaald door de mate waarin het afvangen van fijnstof wordt belemmerd. Zodra vegetatie onder water komt te staan, kan geen fijnstof meer worden afgevangen. Dit effect treedt sneller op bij ecosystemen met een lage, kruidachtige vegetatie, zoals graslanden en heide, dan bij bosvegetaties. De inundatiediepte en het seizoen (bladerdak) zijn hierbij de bepalende factoren. Bij langdurige inundatie kan de luchtfiltratie verder afnemen wanneer vegetatie afsterft als gevolg van ontworteling of verstikking. De onderliggende processen zijn uitgebreider toegelicht in [paragraaf 4.2.2](#). Wanneer afsterven optreedt, kan gedurende een langere periode geen fijnstof meer worden afgevangen, totdat de vegetatie zich herstelt.

Kwantificeren en moneteriseren van schade

Om de schade te kwantificeren bepalen we hoeveel fijnstof door de overstroming niet wordt afgevangen ten opzichte van een situatie zonder overstroming. Hiervoor brengen we eerst in kaart welke locaties overstromen, welk ecosysteemtype daar voorkomt en wat de inundatiediepte is. Dit doen we door de fysieke luchtfiltratiekaart (Atlas Natuurlijk Kapitaal: Luchtfiltratie fysiek, 2026) te combineren met de inundatiekaart van het overstromingsscenario. Op basis hiervan bepalen we de jaarlijkse fijnstofafvang onder normale omstandigheden. Door deze waarde te koppelen aan de inundatiediepte en de duur van de overstroming, bepalen we welk deel van de vegetatie tijdelijk geen fijnstof meer kan afvangen en hoeveel afvang dus wegvalt tijdens de overstroming.

Voor de moneterisering van de schade gebruiken we de monetaire luchtfiltratiekaart (Atlas Natuurlijk Kapitaal: Luchtfiltratie monetair, 2026). Deze kaart koppelt de hoeveelheid afgevangen fijnstof aan de lokale bevolkingsdichtheid en andere populatiegegevens, waardoor per locatie een monetaire waarde van de ecosysteemdienst beschikbaar is. Door de berekende vermindering in fijnstof afvang te combineren met deze monetaire waarden, en deze te koppelen aan de inundatiediepte en -duur, ontstaat een financiële schatting van de schade aan de ecosysteemdienst luchtfiltratie.

Wanneer de vegetatie afsterft kan de schade aan deze ecosysteemdienst bepaald worden door:

- De totale fijnstof afvang per hectare per jaar vast te stellen. Voor loofbos ligt deze waarde tussen de 110 en 190 kilogram per hectare.
- De monetaire waarde van een kilogram afgevangen fijnstof ligt tussen de €70 en €300. Deze waarde hangt grotendeels af van de bevolkingsdichtheid.
- De maximale totale schade voor loofbossen ligt tussen de €7.700 en €57.000 per hectare. Voor heide ligt deze waarde aanzienlijk lager, voor naaldbossen ligt de waarde hoger.
- Wederom hangt de daadwerkelijke schade af van hoeveel vegetatie er afsterft.

> Schade in de Purmer

De inventarisatie van ecosysteemdiensten in de Purmer aan het begin van dit hoofdstuk laat zien dat luchtfiltratie de hoogste monetaire waarde vertegenwoordigt (€212.353). Dit komt doordat het Purmerbos een aanzienlijk hoeveelheid fijnstof afvangt, wat substantiële gezondheidsvoordelen oplevert voor de omliggende woonwijken. Een overstroming kan deze dienst in theorie dus aanzienlijk beïnvloeden. Desondanks verwachten we dat de daadwerkelijke schade beperkt blijft, om twee hoofdredenen.

Ten eerste is de inundatiediepte van het overstromingsscenario gering (zie 4.1). In het Purmerbos – het gebied dat door zijn hoge bomen veruit de grootste bijdrage levert aan luchtfiltratie – blijft de waterdiepte grotendeels onder één meter. Hierdoor blijven de bomen functioneel en wordt de fijnstofafvang nauwelijks belemmerd.

Ten tweede zijn de duur en intensiteit van de overstroming zodanig beperkt dat langdurige schade aan de vegetatie niet waarschijnlijk is (zie 4.2.2). De effecten op de luchtfiltratie zijn daardoor vooral tijdelijk: na terugtrekking van het water wordt het proces van fijnstofafvang hervat. Wel kan het enkele dagen tot weken duren voordat de vegetatie volledig hersteld is en de luchtfiltratie weer op het oorspronkelijke niveau ligt.

> 4.3.6 Waterregulatie

naar de infographic



Waterregulatie beschrijft het vermogen van een gebied om regenwater tijdelijk vast te houden, vertraagd af te voeren en te laten infiltreren, waardoor piekafvoeren en wateroverlast worden beperkt. Dit vermogen hangt sterk af van bodemeigenschappen, reliëf en vegetatiestructuur. Diep doorwortelde, goed doorlatende bodems in combinatie met een gevarieerde vegetatie vergroten doorgaans de infiltratie en vertragen oppervlakkige afstroming (Basset et al., 2023). Gebieden met een hoog waterregulerend vermogen kunnen daardoor meer neerslag opvangen, erosie beperken en schade aan omliggende infrastructuur en gewassen helpen voorkomen (Shi et al., 2024).

De dienst kan kwantitatief worden vastgesteld door eerst de infiltratiecapaciteit van de bodem te meten (bijv. in mm/uur). Op basis daarvan kan worden berekend welk deel van een regenbui infiltreert en welk deel afstroomt. Dit laat zien in mate een gebied de piekafvoer dempt. Daarnaast kan het waterbergend vermogen van de bodem worden bepaald, waarmee vastgesteld kan worden hoeveel extra water tijdelijk in de bodem kan worden opgeslagen. Het Atlas Natuurlijk Kapitaal biedt een landelijk overzicht van de regenwaterregulatie.

Regenwaterregulatie kan op verschillende manieren worden gemonetariseerd. Een veelgebruikte methode is het bepalen van vermeden schade. Hierbij wordt geschat hoeveel water dankzij infiltratie en vertraagde afvoer niet richting rioolstelsels of waterlopen stroomt en dus geen extra belasting van waterzuivering of afvoer veroorzaakt. In agrarische gebieden kan daarnaast bijvoorbeeld worden gekeken naar vermeden schade aan gewassen door minder erosie en een stabielere bodemstructuur.

Schade bij een overstroming

Schade aan deze dienst kan ontstaan wanneer de infiltratie- en bergingscapaciteit van een gebied worden aangetast. Dit gebeurt wanneer de kwaliteit van de bodem achteruitgaat, bijvoorbeeld door afstervende vegetatie en verstoring van het bodemleven (zie 4.2.2). Ook kan sedimentatie de porositeit van de bodem verminderen waardoor de infiltratiesnelheid afneemt (Arshad et al., 2025) (zie 4.2.3).

De kwaliteit van waterregulatie wordt ook aangetast wanneer sediment van een overstroming achterblijft in watergangen. Hierdoor kan water tijdens weersextremen minder snel worden afgevoerd.

Kwantificeren en moneteriseren

Schade aan deze dienst kan worden vastgesteld door de toestand vóór de overstroming te vergelijken met de huidige situatie. Zo kunnen de kosten worden meegenomen van herstelmaatregelen die nodig zijn om de waterregulatie te verbeteren, zoals het verwijderen van sediment en ander materiaal (bijv. takken en bladeren) dat tijdens de overstroming in sloten en waterlopen is terechtgekomen. De kosten hiervan variëren per situatie, maar bedragen meestal tussen de 12 en 30 euro per kubieke meter (Waterschap Noorderzijlvest, 2021).

De kwaliteit van waterregulatie wordt ook aangetast wanneer sediment van een overstroming achterblijft in watergangen. Hierdoor kunnen verhoogde baggerkosten optreden. De kosten kunnen dan op de volgende manier berekend worden:

- Bereken het aantal kuub sediment dat extra moet worden gebaggerd. De jaarlijkse hoeveelheid sediment ligt gemiddeld tussen de 0,31 en 3,1 kuub per hectare.
- Door het hoge aantal watergangen en het agrarische karakter kan de hoeveelheid sediment in de Purmer aanzienlijk hoger zijn.
- We gaan ervan uit dat een overstroming eenmalig dezelfde hoeveelheid sediment produceert.
- De baggerkosten liggen tussen de €12 en €30 voor schoon sediment (Waterschap Noorderzijlvest, 2021), en tussen de €30 en €60 voor verontreinigd sediment (LNV, 2006).
- De schade ligt dan tussen de €3,72 en €93 per hectare voor schoon sediment, en tussen de €9,1 en €186 per hectare voor verontreinigd sediment.

> Schade in de Purmer

De Purmer is een laaggelegen en gevoelig gebied, waar zowel het waterbergend vermogen (Deltares, 2017) als de infiltratiecapaciteit van de bodem (CBS, 2020) tot de laagste in Nederland behoren. Een verdere aantasting van deze ecosysteemdienst kan de kwetsbaarheid van het gebied aanzienlijk vergroten, omdat de bodem dan nog minder water kan opnemen en vasthouden. Hierdoor neemt het risico op schade bij toekomstige overstromingen toe.

Het is lastig om de schade in kwantitatieve of monetaire uit te drukken in het scenario. Deze is namelijk afhankelijk van een tal van lastig vast te stellen indicatoren, zoals de hoeveelheid sediment, de mate van erosie en het verlies van vegetatie.

Een mogelijke benadering van de kosten kan worden gemaakt via de potentiële baggerkosten. Dit resulteert in de volgende waarden:

- De baggerkosten bedragen gemiddeld tussen de €3,72 en €93 per hectare voor schoon sediment, en tussen de €9,1 en €186 per hectare voor verontreinigd sediment.
- De totale oppervlakte van de Purmer is 1.800 hectare. Dit resulteert in:
- €6.696 - €167.400 voor schoon sediment
- €16.380 - €334.800 voor verontreinigd sediment
- Ook als slechts een deel van de sloten gebaggerd moet worden, kan de schade al snel oplopen tot enkele duizenden euro's.

5 CONCLUSIE EN DISCUSSIE



In dit hoofdstuk bespreken we belangrijkste resultaten (5.1), behandelen we methodologische beperkingen van het kwantitatief en monetair waarderen (5.2), geven we een casus-specifieke reflectie op De Purmer (5.3) en presenteren we aanknopingspunten voor het Hoogheemraadschap (5.4).

5.1 WAT HEBBEN WE GELEERD OVER DE SCHADE AAN NATUUR BIJ OVERSTROMINGEN?

→ EEN OVERSTROMING LEIDT NIET PER DEFINITIE TOT NATUURSCHADE

Een overstroming verstoort ecologische processen, maar die verstoring hoeft niet per definitie tot schade te leiden. Overstromingen maken van nature deel uit van de dynamiek van veel ecosystemen en kunnen bovendien ook positieve effecten tot gevolg hebben. Daarnaast is natuur in veel gevallen veerkrachtig en beschikt zij over een aanzienlijk herstellend vermogen. Ecosystemen kunnen door een overstroming tijdelijk worden verstoord zonder dat dit leidt tot blijvende aantasting van de ecosysteemconditie of tot structureel verlies van ecosysteemdiensten.

Er is pas sprake van schade wanneer een overstroming leidt tot langdurige achteruitgang van de ecosysteemconditie, waardoor ecosysteemdiensten structureel of voor langere tijd minder goed functioneren. In zulke gevallen herstelt het systeem zich niet vanzelf en zijn actieve herstelmaatregelen nodig om het oorspronkelijke functioneren terug te brengen. Het onderscheid tussen tijdelijke verstoring en daadwerkelijke schade is essentieel voor het beoordelen van de gevolgen van een overstroming.

→ WANNEER ONTSTAAT ER SCHADE – EN WANNEER NIET?

Deze studie laat zien dat natuurschade niet door één enkele factor wordt bepaald, maar ontstaat uit een samenspel van overstromingskenmerken, ecologische eigenschappen en contextuele factoren.

De inundatieduur is daarbij de meest bepalende factor. Langdurige inundatie vergroot de kans op zuurstofgebrek in de bodem, wortelsterfte en afname van vegetatie. Vegetatie vormt de ruggengraat van ecosystemen: het levert habitatstructuur, voedsel en vormt de basis voor veel ecosysteemdiensten, zoals bestuiving, koolstofvastlegging en luchtfiltratie. Wanneer vegetatie langdurig wordt aangetast, werkt dit door in meerdere ecologische processen tegelijk.

Omdat de schade aan natuur van veel biologische processen afhankelijk is, is het veel ingewikkelder om, zoals bij het inschatten van schade aan gebouwen, een eenduidige relatie tussen inundatieduur en schade te onderscheiden. Waar in een aantal studies wel een relatie wordt gevonden tussen inundatieduur en afsterven van vegetatie, betreft dit vaak één specifieke soort in één specifieke context. De effecten van inundatie verschillen sterk per ecosysteem, per soort en zelfs per levensfase. Waar sommige plantensoorten al na enkele dagen structurele schade ondervinden, kunnen andere soorten weken tot maanden onder water staan zonder blijvend effect. Deze variatie maakt het onmogelijk om één vaste drempelwaarde te definiëren voor het ontstaan van natuurschade.

Daarnaast is het seizoen waarin een overstroming plaatsvindt ook van groot belang. In het voorjaar en de zomer zijn ecologische processen intensief actief en is de natuur gevoeliger voor verstoring. Bestuiving, groei en voortplanting vinden dan plaats, waardoor een overstroming in deze periode een grotere impact kan hebben dan een vergelijkbare gebeurtenis in de winter. Ook speelt de kwaliteit van het instromende water een belangrijke rol. Water met hoge concentraties sediment, nutriënten of verontreinigende stoffen kan de ecosysteemconditie en de levering van ecosysteemdiensten aanzienlijk beïnvloeden, ook wanneer de inundatie relatief kort is. Deze stoffen kunnen de chemische of biologische processen binnen een gebied beïnvloeden, wat leidt tot een lange hersteltijd.

Tot slot zijn het ecosysteemtype en de inrichting van het gebied medebepalend voor de mate van schade. Grassen en kruidachtige vegetatie zijn vaak gevoeliger voor inundatie en sterven sneller af, terwijl bomen in veel gevallen weken tot zelfs maanden onder water kunnen staan zonder meetbare schade op te lopen. De inrichting van een gebied

beïnvloedt bovendien de impact op erosie en oeverafkalving. Natuurvriendelijke oevers, bodembedekkende gewassen en bufferzones kunnen de schade door een overstroming aanzienlijk beperken. Daarnaast verschilt de schade tussen bodemsoorten: zo is veengrond gevoeliger voor oeverafkalving, en is bijvoorbeeld zandgrond gevoeliger voor erosie.

→ NATUURSCHADE IS FUNDAMENTEEL ANDERS DAN CONVENTIONELE ECONOMISCHE SCHADE

Dit onderzoek laat zien dat schade aan natuur op een wezenlijk andere manier tot stand komt dan conventionele economische schade. Gangbare schademodelen, zoals de WaterSchadeSchatter en Schade- en Slachtoffer Module, zijn gebaseerd op een relatief directe en eenduidige causaliteit: zodra water een object of een bepaalde hoogte bereikt, ontstaat schade. Gebouwen, infrastructuur en gewassen worden daarbij beschouwd als afzonderlijke schadeobjecten, elk gekoppeld aan vaste schadebedragen en schadecurves.

Natuur bestaat echter niet uit een verzameling van losse objecten. Het bestaat uit een samenhangend systeem van processen, afhankelijkheden en terugkoppelingen. Schade ontstaat soms direct, bijvoorbeeld door ontworteling van vegetatie, maar vaker indirect. Een overstroming kan een keten van effecten in gang zetten die pas later zichtbaar wordt, bijvoorbeeld via aantasting van bodemprocessen, achteruitgang van de waterkwaliteit of verminderde levering van ecosysteemdiensten zoals koolstofvastlegging of bestuiving.

Omdat ecologische processen sterk met elkaar samenhangen, blijft schade zelden beperkt tot één afzonderlijk onderdeel van het ecosysteem. Een overstroming leidt daardoor meestal niet tot één duidelijk afgebakende schadepost, maar tot een reeks veranderingen die zich in de tijd en over verschillende functies kunnen doorwerken. Dit maakt natuurschade contextafhankelijk en lastig te beschrijven met generieke schadecurves.

→ HOE KAN SCHADE AAN NATUUR WÉL INZICHTELIJK WORDEN GEMAAKT?

Met dit onderzoek laten we zien dat het inzichtelijk maken van natuurschade een andere benadering vraagt dan de traditionele, objectgerichte schadeanalyse. Conventionele methodes gaan uit van vaste schadeobjecten en eenduidige causaliteit. Natuur vraagt daarentegen om een procesgerichte aanpak, waarin rekening wordt gehouden met de dynamiek, samenhang en veerkracht van ecosystemen.

Het ontwikkelde raamwerk biedt hiervoor een leidraad. Het koppelt kenmerken van een overstroming systematisch aan effecten op biodiversiteit, bodem en waterkwaliteit. Deze effecten worden vervolgens vertaald naar veranderingen in ecosysteemdiensten, waardoor natuurschade op een gestructureerde en transparante manier inzichtelijk wordt. **Niet voor alle ecologische processen kan een exact schadebedrag worden vastgesteld. Het raamwerk maakt echter wel duidelijk waar, wanneer en waarom schade optreedt en welke functies daardoor worden geraakt.**

Het raamwerk is geen vervanging van bestaande schademodelen, maar een aanvulling daarop. Het sluit waar mogelijk aan bij gangbare, kwantitatieve en monetaire benaderingen van schade, maar verbreedt deze door ook de effecten op ecologische processen en ecosysteemdiensten expliciet mee te nemen. Hierdoor worden vormen van natuurschade zichtbaar die in traditionele, objectgerichte schadeanalyses grotendeels buiten beeld blijven. Het resultaat is een completer beeld van de gevolgen van overstromingen voor natuur en samenleving.

5.2 VAN ECOLOGISCHE WERKELIJKHEID NAAR MEETBARE SCHADE

→ ONZEKERHEID ALS INHERENT KENMERK VAN NATUURSCHADE

De effecten van een overstroming op natuur zijn sterk contextafhankelijk. Deze contextafhankelijkheid maakt het moeilijk om ecologische veranderingen eenduidig en generiek te vertalen naar meetbare schade. Schade ontstaat niet altijd direct, maar manifesteert zich vaak vertraagd via ecologische processen. Onzekerheid is daarbij onvermijdelijk en geen tekortkoming van de methode, maar een gevolg van de ecologische werkelijkheid. Het raamwerk maakt deze onzekerheden expliciet en laat zien onder welke voorwaarden ecologische effecten kunnen worden gekwantificeerd en, waar mogelijk, vertaald naar schadecurves.

→ BEPERKINGEN IN DATA EN INDICATOREN

Voor dit onderzoek is gebruikgemaakt van uiteenlopende wetenschappelijke bronnen en indicatoren. Deze bieden inzicht in mogelijke effecten van overstromingen, maar zijn niet één-op-één overdraagbaar naar het beheergebied van HHNK. Zo zijn er bijvoorbeeld veel studies uitgevoerd naar effecten van een overstroming op vegetatie, maar zijn de contextuele factoren zoals klimaatzone, seizoen en waterkwaliteit in elke studie anders. Daarnaast richten veel studies zich op langdurige of herhaaldelijke inundatie. Hierdoor kan niet een eenduidige schadecurve voor verschillende typen vegetatie worden opgesteld, maar zal naar verwachting een expert judgement nodig zijn om in een specifiek scenario de schade aan natuur te schatten.

Veel ecologische indicatoren, zoals de EKR, zijn bovendien ontworpen voor lange termijn monitoring en worden met een lage meetfrequentie vastgesteld. Kortdurende verstoringen blijven daardoor vaak buiten beeld. Daarnaast geven dergelijke indicatoren vooral inzicht in de toestand van ecosystemen, terwijl veranderingen in onderliggende processen, zoals koolstofvastlegging of bodemstructuurkwaliteit, lastiger te meten zijn. Dit beperkt de mogelijkheden om voor alle ecologische effecten breed toepasbare schadecurves op te stellen.

→ GRENZEN AAN KWANTIFICEREN EN MONETAIR WAARDEREN

In deze studie is getracht schade aan natuur inzichtelijk te maken door het verlies van ecosysteemdiensten zo veel mogelijk te kwantificeren en, waar mogelijk, te monetariseren. Deze benadering maakt natuurschade vergelijkbaar met andere schadeposten, maar kent ook duidelijke beperkingen.

Het monetair waarderen van natuur is in essentie een **anthropocentrische benadering**: het richt zich op de waarde van natuur voor de mens en laat de intrinsieke waarde van natuur buiten beschouwing. Dit komt ook in deze studie naar voren. Schade die direct samenhangt met menselijk gebruik, zoals het verlies van landbouwgrond door oeverafkalving, laat zich relatief goed in geld uitdrukken. Voor vormen van schade die primair de natuur zelf raken, zoals verlies aan terrestrische biodiversiteit, is dat aanzienlijk lastiger.

Voor dergelijke waarden kan gebruik worden gemaakt van methoden als Willingness to Pay, waarmee een indicatie wordt verkregen van de maatschappelijke betalingsbereidheid voor biodiversiteit. Deze methode biedt enig inzicht, maar is sterk afhankelijk van subjectieve oordelen en gevoelig voor overschatting. De uitkomsten moeten daarom vooral worden gezien als indicatief en ondersteunend aan het bredere beeld, niet als exacte schadebedragen.

5.3 CASUS-SPECIFIEKE REFLECTIE: DE PURMER

> Toepassing op de Purmer

De toepassing van het raamwerk op de casus De Purmer laat zien dat de methode uitvoerbaar is en houvast biedt om schade aan natuur systematisch te analyseren. De beperkte natuurschade die in deze casus wordt gevonden, hangt vooral samen met de korte inundatieduur van maximaal 72 uur. Ook het vlakke karakter van de polder en het landgebruik spelen een rol, doordat erosie hierdoor beperkt blijft. Agrarisch grasland en bos blijken in dit kortdurende scenario relatief robuust, waardoor schade aan de vegetatie – en daarmee aan de meeste ecosysteemdiensten – beperkt blijft.

Daarnaast is de chemische waterkwaliteit in de Purmer al relatief matig, waardoor een overstroming naar verwachting slechts in beperkte mate tot verdere verslechtering leidt. De effecten van de overstroming op de waterkwaliteit en aquatische natuur zijn daardoor gering. Deze uitkomsten zijn casus en scenario specifiek en niet representatief voor overstromingen met andere kenmerken of in gebieden met een betere uitgangssituatie.

De toepassing van kwantificering en monetarisering binnen dit scenario heeft belangrijke inzichten opgeleverd. Zo blijkt dat de korte inundatieduur leidt tot beperkte en vaak niet meetbare schade. Tegelijkertijd laat de casus zien dat sommige schadecategorieën zich beter laten vertalen naar kengetallen dan andere. Categorieën die afhankelijk zijn van complexe ecologische processen, zoals bodemvruchtbaarheid, zijn lastiger in cijfers uit te drukken. Het scenario laat bovendien zien dat de uitkomsten sterk gevoelig zijn voor aannames en context. Dit benadrukt dat het gebruik van generieke schadecurves voor natuurschade weinig geschikt is. **De meerwaarde van de casus ligt daarmee vooral in het inzichtelijk maken van processen en bepalende factoren, en minder in het produceren van absolute schadebedragen.**

Tot slot laat het scenario zien dat het raamwerk breder toepasbaar is binnen het beheergebied van HHNK, maar dat de resultaten dat niet zijn. Scenario's in andere gebieden en met andere overstromingskenmerken zullen resulteren in andere uitkomsten. Het hoogheemraadschap kan het raamwerk gebruiken om de effecten op de natuur in verschillende gebieden en scenario's met elkaar te vergelijken.

5.4 BETEKENIS EN TOEPASSING VOOR HHNK

Dit rapport biedt HHNK een inhoudelijke basis om schade aan natuur expliciet mee te nemen in analyses van overstromingsscenario's. Waar bestaande modellen zich vooral richten op economische objecten, maakt dit onderzoek inzichtelijk welke ecologische maatschappelijke effecten optreden, onder welke omstandigheden schade ontstaat en waar de grenzen van kwantificering liggen. Hierdoor ontstaat een completer beeld van de gevolgen van overstromingen, wat past binnen het principe van meerlaagsveiligheid.

> Toepassen van het methodologisch raamwerk door HHNK

Het ontwikkelde raamwerk kan door HHNK worden toegepast om schade aan natuur inzichtelijk te maken en verschillende scenario's met elkaar te vergelijken om beleidskeuzes beter te kunnen onderbouwen. Het raamwerk levert meerwaarde op door aannames inzichtelijk te maken, ecologische processen te duiden en effecten zichtbaar te maken die in conventionele schadeanalyses buiten beeld blijven.

Naast het raamwerk is er een rekenmodule ontwikkeld als ondersteunend instrument. De producten zijn complementair aan elkaar: dit rapport geeft inzicht in de achterliggende ecologische processen en effecten van een overstroming, de rekenmodule biedt een handvat om zelfstandig scenario's door te rekenen. De rekenmodule bestaat een Excelbestand waarin scenario-specifieke variabelen zoals oppervlaktes, landgebruikstypen, ecosysteemttypen en ecosysteemdiensten vanuit ArcGIS of QGIS kunnen worden geïmporteerd. Vervolgens kunnen andere overstromingskenmerken worden aangepast, en kan de schade voor een zestal categorieën worden doorgerekend.

De rekenmodule is bedoeld als ondersteunend instrument om de orde van grootte van schade, en verschillen tussen scenario's inzichtelijk te maken. In combinatie met de ecologische basis gepresenteerd in dit rapport en de scenario- en gebied specifieke kennis verkregen via experts, kan HHNK natuurschade structureel in meenemen in afwegingen. Vervolgstappen liggen in het toepassen van het raamwerk op andere casussen, het verder uitwerken van de rekenmodule en het verfijnen van kengetallen en aannames.



□ BEELD: EEN OPVLIEGENDE REIGER (B. BREWER, 2025)

BRONNEN

Åhlén, I., Jarsjö, J., & Hambäck, P. A. (2023). Connecting wetland flooding patterns to insect abundance using high-resolution inundation frequency data. *Wetlands*, 43(6). <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01716-0>

Allen, G., & Davies, R. G. (2022). Canopy sampling reveals hidden potential value of woodland trees for wild bee assemblages. *Insect Conservation and Diversity*, 16(1), 33–46. <https://doi.org/10.1111/icad.12606>

AmphibiaWeb. (z.j.). AmphibiaWeb. <https://amphibiaweb.org/>

Angelov, M. N., Sung, S. J., Doong, R. L., Harms, W. R., Kormanik, P. P., & Black, C. C., Jr. (1996). Long- and short-term flooding effects on survival and sink-source relationships of swamp-adapted tree species. *Tree Physiology*, 16(5), 477–484. <https://doi.org/10.1093/treephys/16.5.477>

Antheunisse, M., Collas, F., van Diepen, A., Van Braeckel, A., & Jocque, M. (2023). Natuur en hoogwater in de Maas: Ecologische evaluatie van de gevolgen van het zomerhoogwater van juli 2021. Rijkswaterstaat Zuid-Nederland & Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO).

Arets, E., 2018. Klimaatcijfers voor natuur. Cijfers voor koolstofopslag en -vastlegging in Nederlandse Natuur. Wageningen Environmental Research, 24 April 2018, Wageningen.

Arshad, N. A., Jamaludheen, N. V., Kunhamu, N. T., Beena, N. V., & Gopa, N. K. S. (2025). Changes in soil physical properties in the post flood scenario in selected land use systems in Central Kerala, India. *Indian Journal Of Soil Conservation*, 52(1), 34–39. <https://doi.org/10.59797/ijsc.v52.i1.147>

a.s.r. real estate. (2025, 1 oktober). Grondprijzen Noord Nederland. a.s.r. real estate. <https://asrrealestate.nl/huren-en-erfpachten/landelijk-vastgoed/grondprijzen/grondprijzen-noord-nederland>

Atlas natuurlijk kapitaal | Atlas natuurlijk kapitaal. (z.d.). <https://www.atlasnatuurlijkkapitaal.nl/>

Barton, J., & Rogerson, M. (2017). The importance of greenspace for mental health. *BJPsych International*, 14(4), 79–81. <https://doi.org/10.1192/s2056474000002051>

Basset, C., Najm, M. A., Ghezzehei, T., Hao, X., & Daccache, A. (2022). How does soil structure affect water infiltration? A meta-data systematic review. *Soil And Tillage Research*, 226, 105577. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105577>

Beget, M. E., & Di Bella, C. M. (2007). Flooding: The effect of water depth on the spectral response of grass canopies. *Journal of Hydrology*, 335(3–4), 285–294. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.11.018>

Bengtsson, J., Bullock, J. M., Egho, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., ... Lindborg, R. (2019). Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, 10(2), e02582. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>

Bornette, G., & Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences*, 73(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0162-7>

Brink, C. (2025). Klimaatverandering in de prijzen in 2024, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving. https://www.pbl.nl/system/files/document/2025-09/PBL-2025_Klimaatverandering-in-de-prijzen-in-2024_5932.pdf

Centraal Bureau voor de Statistiek [CBS]. (2025). De gebruikswaarde van natuur in Nederland. cbs.nl. <https://www.cbs.nl/nl-nl/longread/rapportages/2025/de-gebruikswaarde-van-natuur-in-nederland?onepage=true>

BRT TOP10NL – waterdeel vlak [Geodataset]. (n.d.). ArcGIS Online. <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=a71eaddf7ac54d19b83152b0ddeb15db>

CBS & WUR. (2024). Natural Capital Accounting in the Netherlands – Technical report 20224.

Centraal Bureau voor de Statistiek & Wageningen University & Research (CBS & WUR). (2020). Natuurlijk Kapitaalrekeningen: overzicht van ecosysteemdiensten in Nederland [Dataset]. Den Haag/Heerlen: CBS. <https://www.nationaalgeoregister.nl/geonetwork/srv/api/records/be69d1c0e39242ffa858533f0ff4fbce>

Chamberlain, M. J., & Leopold, B. D. (2003). Effects of a flood on relative abundance and diversity of small mammals in a regenerating bottomland hardwood forest. *Southwestern Naturalist*, 48(2), 306–309. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1020193>

Chattopadhyay, S., Oglęcki, P., Keller, A., Kardel, I., Mirosław-Świątek, D., & Piniewski, M. (2021). Effect of a summer flood on benthic macroinvertebrates in a medium-sized, temperate, lowland river. *Water*, 13(7), 885. <https://doi.org/10.3390/w13070885>

Coates Marnane, J., Olley, J., Burton, J., & Grinham, A. (2016). The impact of a high magnitude flood on metal pollution in a shallow subtropical estuarine embayment. *Science of the Total Environment*, 569–570, 716–731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.193>

Copini, P., den Ouden, J., Robert, E. M. R., Tardif, J. C., Loesberg, W. A., Goudzwaard, L., & Klaassen, U. S. (2016). Flood ring formation and root development in response to experimental flooding of young *Quercus robur* trees. *Frontiers in Plant Science*, 7, 775. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00775>

Combs-Giroir, R., & Gschwend, A. R. (2024). Physical and molecular responses to flooding in Brassicaceae. *Environmental and Experimental Botany*, 219, 105664. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2024.105664>

CPB and PBL (2016). WLO-klimaatscenario's en de waardering van CO₂-uitstoot in MKBA's. CPB/PBL Achtergronddocument, Den Haag. <https://www.cpb.nl/system/files/cpbmedia/omnidownload/CPB-PBL-Achtergronddocument-23nov2016-WLO-klimaatscenario's-en-de-waardering-van-co2-uitstoot-in-mkbas.pdf>

Daniel, K., & Hartman, S. (2024). How plant roots respond to waterlogging. *Journal of Experimental Botany*, 75(2), 511–525. <https://doi.org/10.1093/jxb/erad332>

Deiller, A. F., Walter, J. M. N., & Trémolières, M. (2001). Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the Upper Rhine alluvial hardwood forest. *River Research and Applications*, 17(4–5), 393–405. <https://doi.org/10.1002/rrr.649>

Derksen, A., & van Weeren, B. J. (2014). Microverontreinigingen in het water: een overzicht (STOWA rapport 2014-45).

STOWA. <https://www.stowa.nl/publicaties/microverontreinigingen-het-water-een-overzicht>

Does, B., Remme, R., & de Nijs, T. (2019). TEEB Stadtool – Actualisatie en Doorontwikkeling (RIVM-rapport 20190011).

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2019-0011.pdf>

Donders, J. L. M., & Goossen, C. M. (2012). Recreatie in groenblauwe gebieden: analyse data Continu Vrijetijdsonderzoek – bezoek, leeftijd, stedelijkheidsgraad en activiteiten van recreanten (WOT werkdokument No. 303). WOT Natuur & Milieu.

Dosdall, L. M., & Evans, J. M. (2000). Identification and evaluation of root maggot (*Delia* spp.) disease complexes in canola. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(10), 1435–1443. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0261219400000156>

Ecopedia. (2025). Fytoplankton. Ecopedia. <https://www.ecopedia.be/encyclopedie/fytoplankton>

Ecopedia. (z.d.). Verticale bosstructuur. <https://www.ecopedia.be/encyclopedie/verticale-bosstructuur>

Eekeren, N. van, Dekker, J., Geerts, R., Janssen, P., Stip, A., Visser, T., ... de Goede, R. (2025). Disturbance from tillage is a dominant factor in explaining differences in soil biodiversity of three grasslands management types. *Applied Soil Ecology*, 206, 105881. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2025.105881>

Elas, M., Rosendal, E., & Meissner, W. (2023). The effect of floods on nest survival probability of Common Sandpiper (*Actitis hypoleucos*) breeding in the riverbed of a large lowland European river. *Diversity*, 15(1), 90. <https://doi.org/10.3390/d15010090>

European Soil Data Centre. (2025). Erosion by water. European Commission / Joint Research Centre. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/themes/erosion>

Europese Unie. (2000). Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, L 327, 1–73. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/ALL/?uri=celex:32000L0060>

Gillard, M. B., Castillo, J. M., Mesgaran, M. B., Futrell, C. J., & Grewell, B. J. (2021). High aqueous salinity does not preclude germination of invasive *Iris pseudacorus* from estuarine populations. *Ecosphere*, 12(5), e03486. <https://doi.org/10.1002/>

ecs2.3486

Hendricks, A. C., Willis, L. D., & Snyder, C. (1995). Impact of flooding on the densities of selected aquatic insects. *Hydrobiologia*, 299, 241–247. <https://doi.org/10.1007/BF00767331>

Hunter, M. L. Jr. (Ed.). (1999). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511613029>

Hojtink, R., Schreuders, R., & Vroege, M. (2020, 8 april). Protocol monitoring en toestandsbeoordeling oppervlaktewaterlichamen KRW. Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving. Geraadpleegd van <https://open.rijkswaterstaat.nl/@50346/protocol-monitoring-toestandsbeoordeling>

Hooke, J. M. (1979). An analysis of the processes of river bank erosion. *Journal of Hydrology*, 42(1–2), 39–62. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(79\)90005-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(79)90005-2)

Hou, Y., Pan, B., Yang, H., Zhu, P., Huang, Z., Zhao, G., & Du, D. (2024). Responses of multi-faceted benthic macroinvertebrates alpha and beta diversity to flooding in a highland floodplain. *Environmental Research*, 250, 118475. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118475>

Iles, J. (2024, juni). Effects of flooding on trees & shrubs. Iowa State University Extension and Outreach. <https://yardandgarden.extension.iastate.edu/how-to/effects-flooding-trees-shrubs>

IKSR. (z.d.). Zware metalen. <https://www.iksr.org/nl/themas/vervuiling/verontreinigende-stoffen/zware-metalen>

Informatiepunt Leefomgeving. (z.j.). Kaderrichtlijn Water. <https://iplo.nl/thema/water/oppervlaktewater/kaderrichtlijn-water>

Informatiehuis Water. (2025). KRW-factsheets. Waterkwaliteitsportaal. <https://www.waterkwaliteitsportaal.nl/krw-factsheets>

IPBES. (2023). The Nature Futures Framework, a flexible tool to support the development of scenarios and models of desirable futures for people, nature and Mother Earth, and its methodological guidance (versie July 2023). IPBES Secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.8171339>

IPCC. (2006). 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Volume 4—Agriculture, forestry and other land use. Chapter 2: Generic methodologies applicable to multiple land-use categories. Institute for Global Environmental Strategies.

Jacob, J. (2003). The response of small mammal populations to flooding. *Mammalian Biology*, 68(2), 102–111. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00068>

Janssens, I. A., Freibauer, A., Schlamadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A. J., Heimann, M., Nabuurs, G., Smith, P., Valentini, R., & Schulze, E. (2005). The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. *Biogeosciences*, 2(1), 15–26. <https://doi.org/10.5194/bg-2-15-2005>

Kaur, G., Singh, G., Motavalli, P. P., Nelson, K. A., Orlowski, J. M., & Golden, B. R. (2020). Impacts and management strategies for crop production in waterlogged or flooded soils: A review. *Agronomy Journal*, 112(3), 1475–1501. <https://doi.org/10.1002/agj2.20093>

Keljo, K. S. (2022). Effects of hydrologic pulsing and vegetation on invertebrate communities in wetlands. *Land*, 11(9), 1554. <https://doi.org/10.3390/land11091554>

Kemmers, R. H., 1996. Humuprofielen en bodemprocessen. Beoordeling van mogelijkheden voor wareraanvoer. *Landschap*, 13/3: pag. 157–168

Kennedy, C. M., Lonsdorf, E., Neel, M. C., Williams, N. M., Ricketts, T. H., Winfree, R., ... Kremen, C. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, 16(5), 584–599. <https://doi.org/10.1111/ele.12082>

Kitanović, V., Greet, J., McKendrick, S. A., & Jones, C. S. (2023). Riparian and terrestrial grasses display unexpected tolerance to cool-season inundation. *Wetlands Ecology and Management*, 31(4), 551–564. <https://doi.org/10.1007/s11273-023-09934-3>

Kleine zoogdieren (Zelf Doen in ZH, z.j.). Kleine zoogdieren. Zelf Doen in ZH. <https://www.zelfdoeninzh.nl/media/5365/kleine-zoogdieren-def.pdf>

Klein, A., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2006). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.372>

Klimaatstichting HIER. (2022, 8 augustus). Ecosystemen. HIER.nu. <https://www.hier.nu/klimaatverandering/ecosystemen>

Koelmeijer, A. (2020). Inventarisatie afkalving landbouwpercelen en inrichting van natuurvriendelijke oevers in Laag

Holland. Vereniging Agrarisch Natuur- en Landschapsbeheer Water, Land & Dijken.

Kovats, S., Karakas, F., Rother, H.-A., & Duarte-Davidson, R. (2024). Assessing the health risks from flooding and chemical contamination: a scoping review. *European Journal of Public Health*, 34(Supplement 3), ckae144.216. <https://doi.org/10.1093/eurpub/ckae144.216>

Kozłowski, T. T. (1985). Soil aeration, flooding, and tree growth. *Arboriculture & Urban Forestry*, 11(3), 85–95. <https://doi.org/10.48044/jauf.1985.022>

Lal, R. (2001). Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development*, 12(6), 519–539. <https://doi.org/10.1002/ldr.472>

Larance, S., Wang, J., Delavar, M. A., & Fahs, M. (2025). Assessing water temperature and dissolved oxygen and their potential effects on aquatic ecosystem using a SARIMA model. *Environments*, 12(1), 25. <https://doi.org/10.3390/environments12010025>

Lopez, O. R., & Kursar, T. A. (1999). Flood tolerance of four tropical tree species. *Tree Physiology*, 19(14), 925–932. <https://doi.org/10.1093/treephys/19.14.925>

Ma, L., Zhang, J., Liu, J., Yang, C., Liang, W., & Møller, A. P. (2019). Adaptation or ecological trap? Altered nest-site selection by Reed Parrotbills after an extreme flood. *Avian Research*, 10(1). <https://doi.org/10.1186/s40657-019-0141-1>

Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W., & Westlake, D. F. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444(1–3), 71–84. <https://doi.org/10.1023/A:1017520800568>

Maiztegui, T., Baigún, C. R. M., García de Souza, J. R., Weyl, O. L. F., & Colautti, D. C. (2019). Population responses of common carp (*Cyprinus carpio*) to floods and droughts in the Pampean wetlands of South America. *NeoBiota*, 48, 25–44. <https://doi.org/10.3897/neobiota.48.34850>

Marino, A., Fenoglio, S., & Bo, T. (2024). The Impact of Catastrophic Floods on Macroinvertebrate Communities in Low-Order Streams: A Study from the Apennines (Northwest Italy). *Water*, 16(18), 2646. <https://doi.org/10.3390/w16182646>

McFarlane, N. M., Ciavarella, T. A., & Smith, K. F. (2003). The effects of waterlogging on growth, photosynthesis and biomass allocation in perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) genotypes with contrasting root development. *The Journal of Agricultural Science*, 141(2), 241–248. <https://doi.org/10.1017/S0021859603003502>

MilkBE. (2021, 26 februari). Interview: Grasland kan evenveel koolstof opslaan als bosbodems. MilkBE. <https://www.milkbe.org/nl/press/interview-grasland-kan-evenveel-koolstof-opslaan-als-bosbodems>

Ministerie van LNV. (2006). Kentallen Waardering Natuur, Water, Bodem en Landschap Hulpmiddel bij MKBA's.

Mommer, L., & Visser, E. J. W. (2005). Underwater photosynthesis in flooded terrestrial plants: A matter of leaf plasticity.

Annals of Botany, 96(4), 581–587. <https://academic.oup.com/aob/article-abstract/96/4/581/332571>

Mulvihill, K. (2021, 1 juni). Soil erosion 101. NRDC. <https://www.nrdc.org/stories/soil-erosion-101>

Nederlandse Emissieautoriteit. (z.d.). Tarieven CO₂-heffing. <https://www.emissieautoriteit.nl/onderwerpen/tarieven-co2-heffing>

Netherlands, N. T. (2024, 31 december). Vogels hebben meer groen nodig in de stad. *NatureToday*. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=33251#:~:text=Struikbroeders,minder%20te%20eten%20kunnen%20vinden>

NH Nieuws. (2024, 27 juni). Waar zijn alle naaktslakken gebleven? NH Nieuws. <https://www.nhnieuws.nl/nieuws/337711/waar-zijn-alle-naaktslakken-gebleven>

NutriNorm. (2023, december). Bodemkwaliteit onthuld: De intrigerende wereld van biologische bodemprocessen. <https://nutrinorm.nl/bodem/wat-is-bodemleven>

Oosterbaan, A., Tonneijck, A. E. G., & de Vries, E. A. (2006). Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak. (Alterra-rapport 1419). Alterra. <https://edepot.wur.nl/21074>

Oram, N. J., Sun, Y., Abalos, D., van Groenigen, J. W., Hartley, S., & De Deyn, G. B. (2021). Plant traits of grass and legume species for flood resilience and N₂O mitigation. *Functional Ecology*, 35(10), 2205–2218. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13873>

Panagos, P., Ballabio, C., Himics, M., Scarpa, S., Matthews, F., Bogonos, M., ... Borrelli, P. (2021). Projections of soil loss by water erosion in Europe by 2050. *Environmental Science & Policy*, 124, 380–392. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.07.012>

Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., ... Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 54, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>

Persson Vinnersten, T. Z., Lundström, J. O., Petersson, E., & Landin, J. (2009). Diving beetle assemblages of flooded wetlands in relation to time, wetland type and Bti-based mosquito control. *Hydrobiologia*, 635(1), 189–203. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9911-9>

Persson Vinnersten, T. Z., Östman, Ö., Schäfer, M. L., & Lundström, J. O. (2014). Insect emergence in relation to floods in wet meadows and swamps in the River Dalälven floodplain. *Bulletin of Entomological Research*, 104(4), 453–461. <https://doi.org/10.1017/S0007485314000078>

Plantum (2019). Gras helpt fijnstof in de lucht te reduceren. (2019). Het is groen <https://www.het-is-groen.nl/wonen-en-ontspannen/fijnstofreductie/>

Powe, N. A., & Willis, K. G. (2004). Mortality and morbidity benefits of air pollution (SO₂ and PM₁₀) absorption attributable to woodland in Britain. *Journal of Environmental Management*, 70(2), 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.11.003>

Remme, R. P., Edens, B., Schröter, M., & Hein, L. (2015). Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands. *Ecological Economics*, 112, 116–128. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.015>

Robinson, P. J., van Schendel, M., Aerts, J. C. J. H., Botzen, W., & van Beukering, P. (2025). The non-market value of reclaiming natural landscape and biodiversity: a Dutch case study. *Regional Environmental Change*, 25(3), 80. <https://doi.org/10.1007/s10113-025-02418-5>

Rolon, A. S., Homem, H. F., & Maltchik, L. (2010). Aquatic macrophytes in natural and managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2), 133–146. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202003>

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). (1996, 31 juli). Effecten van eutrofiering en hydrologische omstandigheden op fytoplankton in de Maas; consequenties voor de drinkwaterbereiding (rapport 733008002). RIVM. Geraadpleegd van <https://www.rivm.nl/publicaties/effecten-van-eutrofiering-en-hydrologische-omstandigheden-op-fytoplankton-in-maas>

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM / CBS. (2017, 16 november). Koolstofvastlegging vegetatie in beeld. Atlas Natuurlijk Kapitaal. <https://www.atlasnatuurlijkkapitaal.nl/nieuws/koolstofvastlegging-vegetatie-beeld>

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM / CBS. (z.d.). Koolstofvastlegging. Atlas Natuurlijk Kapitaal. <https://www.atlasnatuurlijkkapitaal.nl/koolstofvastlegging>

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). (2022). Groenkaart van Nederland – enkel struiken. Atlas Natuurlijk Kapitaal. <https://www.atlasnatuurlijkkapitaal.nl/struiken-in-nederland>

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). (2024, 28 november). Nog te veel stikstof en fosfor in grond- en oppervlaktewater. <https://www.rivm.nl/nieuws/nog-te-veel-stikstof-en-fosfor-in-grond-en-oppervlaktewater>

Sánchez-Rodríguez, A. R., Paul W. Hill, David R. Chadwick, Davey L. Jones (2019). Typology of extreme flood event leads to differential impacts on soil functioning. *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 129, February 2019, Pages 153–168. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.11.019>

Sao, S., Praise, S., & Watanabe, T. (2023). Effect of flood duration on water extractable dissolved organic matter in flood-plain soils: A laboratory investigation. *Geoderma*, 432, 116392. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116392>

Schindler, M., Jungmann, L., Donath, T. W., & Ludewig, K. (2020). Influence of flooding duration and aeration on saplings of ten hardwood floodplain-forest species. *PLOS ONE*, 15(6), e0234936. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234936>

Schindler, M., Schäfer, F., Donath, T. W., & Ludewig, K. (2021). No evidence for flooding stress memory in saplings of eight hardwood floodplain forest species. *Plant Ecology*, 222, 469–483. <https://doi.org/10.1007/s11258-021-01120-w>

Schwanen, C. A., Müller, J., Schulte, P., & Schwarzbauer, J. (2023). Distribution, remobilization and accumulation of organic contaminants by flood events in a meso-scaled catchment system. *Environmental Sciences Europe*, 35(1), Article 15. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00717-4>

Shi, H., Gan, F., Jiang, L., Tan, X., Liu, D., Yan, Y., Fan, Y., & Pu, J. (2024). Responses of Soil Infiltration and Erodibility to Vegetation Succession Stages at Erosion and Deposition Sites in Karst Trough Valleys. *Forests*, 15(12), 2167. <https://doi.org/10.3390/f15122167>

Shiple, J. R., Frei, E. R., Bergamini, A., Boch, S., Schulz, T., Ginzler, C., Barandun, M., Bebi, P., Bolliger, J., Bollmann, K., Delpoupe, N., Gossner, M. M., Krumm, F., Marty, M., Pichon, N., Rigling, A., & Rixen, C. (2024). Agricultural practices and biodiversity: Conservation policies for semi-natural grasslands in Europe. *Current Biology*, 34(16), R753–R761. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2024.06.062>

Siebel, H.N., van Wijk, M., & Blom, C. W. P. M. (1998). Can tree seedlings survive increased flood levels of rivers? *Acta botanica neerlandica*, 47(2), 219–230

Şimşek, U., Özgöz, M. M., Çakal, Ş., Dumlu, S. E., & Aksakal, E. (2012). The relation between the soil organic matter content and grassland quality in Çoruh Valley (Bayburt) natural grasslands. *International Journal of Forest, Soil and Erosion*, 2(2), 71–73.

Sival, F. P., Jansen, P. C., Nijhof, B. S. J., & Heidema, A. H. (2002). Overstroming en vegetatie: Literatuurstudie over de effecten van overstroming op voedselrijkdom en zuurgraad (Alterra-rapport 335). Alterra, Wageningen.

Smit, M. P. J. (2009). Contaminant release from sediments: a mass flux approach (Proefschrift). Wageningen University & Research. <https://doi.org/10.18174/12142>

Staatsbosbeheer. (2025). Beheerfinanciering en toekomst Diemerbos, Purmerbos en RodS-gebieden Haarlemmermeer. https://purmerend.raadsinformatie.nl/document/15779362/1/20250708-823245-bijlage-beheerfinanciering-en-toekomst-diemberbos-purmerbos-en-rodS-gebieden-haarlemmermeer-geanonimiseerd?connection_type=16&connection_id=1063729

Staman, J., Lammertsma, Damen, M., Van Alphen, J., Koolhaas, J., & Kramer, T. (2022, November 1). Zoogdieren beoordeeld: Het biologisch fundament voor de Huis- en Hobbydierenlijst zoogdieren. Wageningen University & Research. [https://research.wur.nl/en/publications/zoogdieren-beoordeeld-het-biologisch-fundament-voor-de-huis-en-ho-Stroosnijder, L. \(2005\). Measurement of erosion: Is it possible? Catena, 64\(2–3\), 162–173. https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.08.004](https://research.wur.nl/en/publications/zoogdieren-beoordeeld-het-biologisch-fundament-voor-de-huis-en-ho-Stroosnijder, L. (2005). Measurement of erosion: Is it possible? Catena, 64(2–3), 162–173. https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.08.004)

STOWA. (z.d.). Nutriënten en het ecologisch functioneren van oppervlaktewateren. Deltafact – Kennisimpuls Waterkwaliteit. Geraadpleegd op 5 december 2025, van <https://www.stowa.nl/deltafacts/waterkwaliteit/kennisimpuls-waterkwaliteit/nutriënten-en-het-ecologisch-functioneren-van>

Takken, I., Beuselink, L., Nachtergaele, J., Govers, G., Poesen, J., & Degraer, G. (1999). Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). *Catena*, 37(3–4), 431–447. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00031-4](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00031-4)

Talbot, C. J., Bennett, E. M., Cassell, K., Hanes, D. M., Minor, E. C., Paerl, H., Raymond, P. A., Vargas, R., Vidon, P. G., Wollheim, W., & Xenopoulos, M. A. (2018). The impact of flooding on aquatic ecosystem services. *Biogeochemistry*, 141(3), 439–461. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0449-7>

Thibault, K. M., & Brown, J. H. (2008). The impact of an extreme climatic event on community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(9), 3410–3415. <https://doi.org/10.1073/pnas.0712282105>

Thomas, P. W. (2021). Ectomycorrhiza resilience and recovery to extreme flood events in *Tuber aestivum* and *Quercus robur*. *Mycorrhiza*, 31(4), 511–517. <https://doi.org/10.1007/s00572-021-01035-4>

Torenbeek, R. (2016). Macrofauna: Definitie, rol en toepassing bij beoordeling en diagnose. WEW. <https://www.wew.nu/bw40/item.php?id=48>

Unger, I. M., Kennedy, A. C., & Muzika, R. M. (2009). Flooding effects on soil microbial communities. *Applied Soil Ecology*, 42(1), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.01.007>

Unie van Waterschappen. (z.j.). Biodiversiteit. <https://unievandwaterschappen.nl/themas/biodiversiteit/>

United Nations [UN]. (2021). System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting (SEEA EA). White cover publication, pre-edited text subject to official editing. Beschikbaar via: <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>

University of East Anglia. (2022, October 13). Bees active in woodland tree-tops, research shows. *ScienceDaily*. <https://www.sciencedaily.com/releases/2022/10/221012194007.htm>

United Nations (UN). (2021). System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting (SEEA EA). White cover publication, pre-edited text subject to official editing. <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>

Urban-Mead, K., van Dyke, M., Muñoz, P., Espinoza, A., Gillung, J., Fordyce, R., McArt, S. H., & Danforth, B. N. (2023). Wild, native pollinators forage in forest canopies: Evidence of canopy pollen consumption in digestive tracts of forest bees. In C.

C. Kern & Y. L. Dickinson (Eds.), *Proceedings of the first biennial Northern Hardwood Conference 2021: Bridging science and management for the future* (Gen. Tech. Rep. NRS-P-211, pp. 45–56). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. <https://research.fs.usda.gov/treearch/66317>

van der Veen, A., & Vreeken, W. (2013). Nederlandse modellen om schades van overstromingen te schatten: empirische verschillen. *Water Governance*, 46–51. [https://research.utwente.nl/en/publications/nederlandse-modellen-om-schades-van-overstromingen-te-schatten-empirische-verschillen\(0af932f5-fa6d-490d-870d-8b47ed64c5ef\).html](https://research.utwente.nl/en/publications/nederlandse-modellen-om-schades-van-overstromingen-te-schatten-empirische-verschillen(0af932f5-fa6d-490d-870d-8b47ed64c5ef).html)

van de Waal, D. B. (2020, 10 juni). Fytoplankton: Van stikstof naar gifstof. Stichting Biowetenschappen en Maatschappij. <https://pure.knaw.nl/portal/nl/publications/fytoplankton-van-stikstof-naar-gifstof/>

van Eck, W. H. J. M., van de Steeg, H. M., Blom, C. W. P. M., & de Kroon, H. (2004). Is tolerance to summer flooding correlated with distribution patterns in river floodplains? A comparative study of 20 terrestrial grassland species. *Oikos*, 107(2), 393–405. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13083.x>

van Rotterdam, D., de Pater, J., & Verweij, J. (2020). Oeverafkalving in het agrarisch beheerde veenweide: oorzaken en oplossingen (Rapport 1781.N.20). Nutriënten Management Instituut. <https://www.nmi-agro.nl/wp-content/uploads/2020/11/1781-Oeverafkalving-20201119.pdf>

- van Mearen, A., Velthuis, B., Teeuwen, C., & et al. (2025). Bossenstrategie en klimaatmitigatie: Analyse van koolstofvastlegging en ecosysteemdiensten in Nederlandse bos- en infrastructuurlandschappen. Wageningen Environmental Research. <https://edepot.wur.nl/693514>
- Vivian, L. M., Greet, J., & Jones, C. S. (2020). Responses of grasses to experimental submergence in summer: implications for the management of unseasonal flows in regulated rivers. *Aquatic Ecology*, 54(4), 985–999. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09788-4>
- Voesenek, L. A. C. J., Colmer, T. D., Pierik, R., Millenaar, F. F., & Peeters, A. J. M. (2006). How plants cope with complete submergence. *New Phytologist*, 170(2), 213–226. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01692.x>
- Vogelbescherming Nederland. (2024, 25 juni). Steenuil: Het effect van extremer weer op vogels. *NatureToday*. <https://www.naturetoday.com>
- Vreugdenhil, S. J., Kramer, K., & Pelsma, T. (2006). Effects of flooding duration, frequency, and depth on the presence of saplings of six woody species in north-west Europe. *Forest Ecology and Management*, 236(1), 47–55. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.329>
- van de Wolfshaar, K. E., van den Bosch, L., Winter, H. V., Nagelkerke, L. A. J., & de Leeuw, J. J. (2009). Effects of location and flood characteristics on fish growth in the Volga floodplain. In *Proceedings of the 6th Symposium for European Freshwater Sciences*, Sinaia, Romania, 16–21 August 2009 (p. 74). Wageningen University & Research. <https://research.wur.nl/en/publications/effects-of-location-and-flood-characteristics-on-fish-growth-in-t/>
- Van der Veen, A., & Vreeken, W. (2013). Nederlandse modellen om schades van overstromingen te schatten: Empirische verschillen. *Water Governance*, 46–51. [https://research.utwente.nl/en/publications/nederlandse-modellen-om-schades-van-overstromingen-te-schatten-empirische-verschillen\(0af932f5-fa6d-490d-870d-8b47ed64c5ef\).html](https://research.utwente.nl/en/publications/nederlandse-modellen-om-schades-van-overstromingen-te-schatten-empirische-verschillen(0af932f5-fa6d-490d-870d-8b47ed64c5ef).html)
- Wang, Y., Fan, Z., Wang, W., Zhou, Z., & Ye, X. (2022). Effects of flood on phytoplankton diversity and community structure in floodplain lakes connected to the Yangtze River. *Diversity*, 14(7), 581. <https://doi.org/10.3390/d14070581>
- Wang, G., He, Y., Chen, Z., Liu, H., Wang, Q., Peng, C., & Zhang, J. (2024). A lag bloom pattern of phytoplankton after freshwater input events revealed by daily samples during summer in Qinhuangdao coastal water, China. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1454948. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1454948>
- Wageningen Livestock Research. (2025). KWIN Veehouderij 2025–2026: Kwantitatieve Informatie Veehouderij. Wageningen Livestock Research.
- Walls, S. C., Barichivich, W. J., & Brown, M. E. (2013). Drought, deluge and declines: The impact of precipitation extremes on amphibians. *Biology*, 2(1), 399–418. <https://doi.org/10.3390/biology2010399>
- Wallace, E. E., & Chappell, N. A. (2020). A statistical comparison of spatio-temporal surface moisture patterns beneath a semi-natural grassland and permanent pasture: From drought to saturation. *Hydrological Processes*, 34(13), 3000–3020. <https://doi.org/10.1002/hyp.13774>
- Walter, J. (2020). Dryness, wetness and temporary flooding reduce floral resources of plant communities with adverse consequences for pollinator attraction. *Journal of Ecology*, 108(4), 1453–1464. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13364>
- Waterschap Noorderzijlvest. (2021). Programma Baggeren 2021–2027. <https://cuatro.sim-cdn.nl/noorderzijlvest/uploads/programma-baggeren-2021-tm-2027.pdf?cb=14bmPO8J>
- Wetterskip Fryslân. (2021, 23 november). KRW-beslisnota 2022–2027. <https://lokaleregelgeving.overheid.nl/CVDR704864>
- Winteraeken, H. J., & Spaan, W. P. (2010). A new approach to soil erosion and runoff in South Limburg – The Netherlands. *Land Degradation and Development*, 21(4), 346–352. <https://doi.org/10.1002/ldr.1009>
- Woodman, J. D. (2015). Surviving a flood: Effects of inundation period, temperature and embryonic development stage in locust eggs. *Bulletin of Entomological Research*, 105(4), 441–447. <https://doi.org/10.1017/S0007485315000243>
- Yanosky, T. M. (1982). Effects of flooding upon woody vegetation along parts of the Potomac River flood plain. *Geological Survey Professional Paper*, 1206. U.S. Department of Interior.
- Zhang, Y., Li, Z., Ge, W., Chen, X., Xu, H., & Guan, H. (2021). Evaluation of the impact of extreme floods on the biodiversity of terrestrial animals. *Science of The Total Environment*, 780, 148227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148227>
- Zhang, Y., Chen, X., Geng, S., & Zhang, X. (2025). A review of soil waterlogging impacts, mechanisms, and adaptive strategies. *Frontiers in Plant Science*, 16, 1545912. <https://doi.org/10.3389/fpls.2025.1545912>
- Zoogdierverseniging. (z.j.). Zoogdierverseniging. <https://www.zoogdierverseniging.nl/>
- Zurweller, B. A., Motavalli, P. P., Nelson, K. A., & Dudenhoeffer, C. J. (2015). Short-term soil nitrous oxide emissions as affected by enhanced efficiency nitrogen fertilizers and temporarily waterlogged conditions. *Journal of Agricultural Science*, 7(12), 1–12. <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v7n12p1>

