

Effecten van ammoniak op korstmossen in Zeeland in de periode 1997-2025

H. van der Kolk, L. Verboom & L.B. Sparrius

BLWG-rapport 46

BLWG

Titel:	Effecten van ammoniak op korstmossen in Zeeland in de periode 1997-2025
Auteurs:	H. van der Kolk, L. Verboom & L.B. Sparrius
Rapport nr.:	46
Datum uitgave:	2025
Opdrachtgever:	Provincie Zeeland
Contactpersoon opdrachtgever:	Pieter Lievense
Foto omslag:	Een palet van stikstofminnende korstmossen op een boomstam, met o.a. Isidieus vingermos (*Physcia clementei*). Foto: Lukas Verboom

Dit rapport kan geciteerd worden als:

van der Kolk, H., L. Verboom & L.B. Sparrius, 2025. Effecten van ammoniak op korstmossen in Zeeland in de periode 1997-2025. BLWG-rapport 46. BLWG, Utrecht.

Bryologische en Lichenologische Werkgroep (BLWG). De BLWG onderzoekt en beschermt mossen en korstmossen in Nederland.

BLWG

www.blwg.nl

Voorwoord

Korstmossen die op bomen groeien reageren binnen enkele jaren op veranderingen in luchtkwaliteit en andere omgevingsfactoren, zoals het klimaat. In veel provincies worden korstmossen dan ook gebruikt als indicatoren in meetnetten, met als belangrijkste doel het in kaart brengen van de effecten van ammoniak. In de provincie Zeeland is het meetnet korstmossen oorspronkelijk in 1997 opgezet. Vervolgens volgden meetrondes in 2000, 2003, 2006 en 2019. In 2025 is een nieuwe meetronde uitgevoerd waarbij er 283 meetpunten zijn onderzocht. De omvang van het meetnet is daarmee vergelijkbaar als in 2019. Dit rapport beschrijft de resultaten van de monitoring in 2025, en de veranderingen van de indicatiewaarden voor ammoniakvervuiling en klimaatverandering over de tijd. De focus ligt hierbij op recente veranderingen die zich tussen 2019 en 2025 hebben voorgedaan.

We danken Pieter Lievense en Marion Pross die dit project begeleidden vanuit de Provincie Zeeland.

Samenvatting

Korstmossen die op bomen groeien reageren snel op veranderingen in luchtkwaliteit en zijn uitstekende indicatoren voor de ammoniakconcentratie in de lucht. Ammoniak beïnvloedt korstmossen zowel direct, door een verhoogde beschikbaarheid van stikstof, als indirect, via een stijging van de pH van de boomschors. Deze veranderingen leiden tot een verschuiving in de soortsamenstelling van korstmossen op bomen: bij hogere ammoniakconcentraties nemen stikstofminnende korstmossen toe, terwijl zuurminnende (en dus stikstofgevoelige) korstmossen juist afnemen.

In Nederland worden korstmossen sinds 1989 in gestandaardiseerde provinciale meetnetten gebruikt om de effecten van ammoniak in kaart te brengen. Hierbij worden meetpunten met meestal 10 bomen bezocht, waarbij op elke boom alle soorten mossen en korstmossen genoteerd worden. Uit deze gegevens worden diverse graadmeters berekend voor soortenrijkdom, luchtkwaliteit en klimaat. De belangrijkste graadmeters voor ammoniakvervuiling zijn de Nitrofiele Indicatie Waarde (NIW) en de Acidofiele Indicatie Waarde (AIW). Deze graadmeters worden bepaald door het aantal stikstofminnende (NIW) of stikstofgevoelige (AIW) soorten korstmossen dat gemiddeld op één boom in een meetpunt groeit. De NIW is een graadmeter voor ammoniakbelasting, en stijgt of daalt mee met veranderingen in ammoniakconcentraties in de lucht. De AIW is een omgekeerde graadmeter voor ammoniakbelasting die vooral indicatief is voor de zuurgraad van de schors. In gebieden met een grote invloed van ammoniak is de NIW hoger en de AIW lager.

Het provinciale korstmossenmeetnet in Zeeland is oorspronkelijk opgezet in 1997, waarna er herhalingen zijn uitgevoerd in 2000, 2003, 2006 en 2019. Dit rapport beschrijft de resultaten van een nieuwe meetronde die in 2025 is uitgevoerd. In 2025 zijn er in totaal 283 meetpunten onderzocht: 223 daarvan zijn herhalingen van meetpunten die eerder in 2019 bezocht werden en 60 meetpunten werden nieuw uitgezet. Het meetnet in Zeeland maakt vooral gebruik van populieren, in tegenstelling tot de meeste andere provincies waar hoofdzakelijk gebruik wordt gemaakt van zomereiken.

De soortenrijkdom korstmossen is sinds de start van het meetnet in 1997 sterk toegenomen. In 1997 werden gemiddeld 13,6 soorten per meetpunt aangetroffen, in 2019 was dit gestegen naar 21,1, en in 2025 naar 23,8 soorten. De soortenrijkdom korstmossen is niet indicatief voor ammoniakvervuiling. Vroeger was een lage soortenrijkdom korstmossen een indicatie voor een hoge mate van zwaveldioxidevervuiling (zure regen), maar tegenwoordig is dat niet meer het geval. Veel soorten hebben zich sinds die tijd herstelt en nu neemt het aantal soorten korstmossen vooral toe door klimaatverandering. Het aandeel warmteminnende en Atlantische soorten neemt toe. In Zeeland nemen vooral korstvormige korstmossen toe, terwijl bladvormige en struikvormige soorten afnemen. Hierdoor worden de begroeiingen op bomen eentoniger. Een positieve ontwikkeling is dat het aantal Rode Lijst soorten, zowel het totaal aantal aangetroffen soorten binnen het hele meetnet als het gemiddeld aantal soorten per meetpunt, sinds 2019 ook is toegenomen.

De indicatiewaarde voor stikstofminnende korstmossen (NIW), een maat voor de invloed van ammoniak op korstmossen, vertoont in Zeeland sinds de start van het meetnet weinig schommelingen. Tussen 2019 en 2025 is de NIW gemiddeld genomen iets afgenomen, van 2,62 naar 2,46. Dit kan deels verklaard worden door veel neerslag in de afgelopen jaren, waardoor de ammoniakconcentraties in de lucht lager waren. Er zijn wel verschillen tussen de regio's. In de meeste regio's is de NIW iets afgenomen, maar op Walcheren en op Noord-Beveland is de NIW tussen 2019 en 2025 juist toegenomen. De verschillen in NIW tussen de regio's zijn door de tijd heen kleiner geworden.

De indicatiewaarde voor stikstofgevoelige korstmossen (AIW) is sinds 2019 gemiddeld verder afgenomen, van 0,5 in de meetronde van 2019 naar 0,1 in 2025. Deze afname deed zich voor in bebouwde en natuurgebieden. In agrarische gebieden kwamen in 2019 al geen stikstofgevoelige korstmossen meer voor. Binnen het meetnet in Zeeland komen nu nergens meer substantiële aantallen stikstofgevoelige korstmossen voor, waardoor het niet meer mogelijk is om een verdere afname van de AIW in de toekomst te meten.

Natura 2000-gebieden in Zeeland worden weinig tot matig beïnvloed door ammoniak. In vijf van de elf in 2025 onderzochte gebieden is de NIW laag, terwijl in de andere zes gebieden de NIW duidt op een matige belasting. Tussen 2019 en 2025 is de NIW wel afgenomen in vijf van de negen Natura 2000-gebieden waar meetpunten herhaald konden worden. In één gebied is de NIW toegenomen en in drie gebieden is er geen of nauwelijks verandering. Dit duidt op een verminderde invloed van ammoniak op korstmossen in Natura 2000-gebieden. De metingen van het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (RIVM-MAN) laten ook zien dat de ammoniakconcentraties in de lucht in Natura 2000-gebieden in Zeeland zijn afgenomen, en in de jaren voor 2019 hoger waren dan in de jaren voor 2025. Dit hangt tenminste deels samen met het weer, namelijk hogere ammoniakconcentraties in 2018 door droogte en lagere ammoniakconcentraties in 2023 en 2024 door veel neerslag. Stikstofgevoelige soorten zijn op de meetpunten in Natura 2000-gebieden vrijwel of geheel verdwenen. De ammoniakconcentraties in de lucht (RIVM-MAN) liggen in alle Zeeuwse Natura 2000-gebieden boven of zelfs ver boven 1,5 µg/m^3. Pas wanneer de ammoniakconcentraties onder deze grenswaarde dalen is er kans op herstel van stikstofgevoelige korstmossen.

In vergelijking met acht andere recent onderzochte provincies, is in Zeeland de NIW het laagst. Dit duidt er op dat, in vergelijking met de rest van Nederland, de huidige effecten van ammoniak op korstmossen relatief laag zijn. De afname van de NIW tussen 2019 en 2025 in Zeeland volgt de trends in Gelderland en Drenthe, waar de NIW recent ook iets is afgenomen. De AIW neemt vergelijkbaar als in Zeeland in alle provincies af.

Concluderend zijn de effecten van ammoniak op korstmossen in de provincie Zeeland sinds 2019 afgenomen. Dit kan tenminste deels verklaard worden doordat meer neerslag in de afgelopen jaren zorgde voor lagere ammoniakconcentraties in de lucht. Tegelijkertijd zijn de ammoniakconcentraties in de lucht nog wel te hoog voor stikstofgevoelige korstmossen om zich te herstellen. Ondanks de invloed van ammoniak kan de soortenrijkdom korstmossen wel toenemen. In Zeeland komt dit de laatste jaren vooral door een netto toename van soorten door klimaatverandering.

Korstmossen reageren binnen enkele jaren op veranderingen in het milieu. De verwachting is dat wanneer beleidsmaatregelen zullen leiden tot een lagere ammoniakuitstoot, dit ook zal zorgen voor lagere ammoniakconcentraties in de lucht en een verder daling van de NIW. Het is daarom aan te bevelen om elke zes jaar een complete meetronde van het meetnet korstmossen in Zeeland uit te voeren, waarbij de eerstvolgende meetronde in 2031 plaatsvindt. Met deze meetfrequentie kunnen veranderingen in ammoniakbelasting in Zeeland nauwkeurig gevolgd worden.

Summary

Epiphytic lichens respond quickly to changes in their environment and are excellent bio-indicators for monitoring air pollution and climate change. In the Netherlands, epiphytic lichens are used to map ammonia pollution in a standardized monitoring network since 1989. Monitoring sites typically consist out of ten oak (*Quercus robur*), poplar (*Populus* x *canadensis*) or ash (*Fraxinus excelsior*) trees. During surveys all lichens and mosses are recorded on each tree within a monitoring site. From the monitoring data several indication values are derived, including nitrophytic species abundance and acidophytic species abundance. Since ammonia causes an increase in bark pH, monitoring sites that are influenced by ammonia exhibit a higher abundance of nitrophytic species and lower abundance of acidophytic species.

Epiphytic lichens were monitored in the province of Zeeland (1780 km^2 land area) in the standardized monitoring network in 2025 in natural, agricultural and urban areas. Previous monitoring surveys using the same method were done in 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 and 2025. The survey in 2025 encompassed 283 sites, of which 223 were also visited in 2019.

During the survey in 2025 a total of 150 lichen species were recorded of which 18 are listed on the Dutch lichen Red List. Six species were recorded for the first time in the province of Zeeland, one of them (*Reichlingia anombrophila*) was also recorded for the first time in the Netherlands. Epiphytic lichen species richness has strongly increased from 13.6 species per monitoring site in 1997, to 23.8 species per monitoring site in 2025. The increasing species richness in the last decades can be attributed to climate change, due to which many southern and Atlantic species are expanding their range.

The average abundance of nitrophytic species in the province of Zeeland was in 2025 slightly smaller compared to 2019, indicating that ammonia concentrations in the air have slightly decreased. Nitrophytic species also showed a decline in most nature areas included in the survey. Acidophytic species abundance has strongly decreased throughout the province since 1997. The decreasing trend continued between 2019 and 2025, causing that acidophytic species have now almost completely disappeared in the monitoring scheme in Zeeland.

The effects of ammonia on epiphytic lichens have since 2019 slightly decreased in the province of Zeeland. The trends of epiphytic lichens are consistent with measurements on ammonia concentrations done by the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), which show that ammonia concentrations in nature areas in Zeeland have declined in recent years, and were higher in the years leading up to 2019 compared to the years leading up to 2025. Weather influences caused high ammonia concentrations in 2018 (due to drought) and low ammonia concentrations in 2023 and 2024 (due to excessive precipitation). Even though ammonia concentrations have been lower in recent years, the ammonia concentrations are currently still above the threshold at which a recovery of ammonia-sensitive lichens can be expected.

Inhoudsopgave

VOORWOORD **1**
SAMENVATTING **2**
SUMMARY **4**
INHOUDSOPGAVE **5**
1 INLEIDING **6**
1.1 WAT ZIJN KORSTMOSSEN? 6
1.2 KORSTMOSSEN ALS INDICATOREN VOOR LUCHTKWALITEIT EN KLIMAAT 6
1.3 DE PROVINCIALE KORSTMOSSENMEETNETTEN 8
1.4 GRAADMETERS VOOR AMMONIAK EN KLIMAAT 8
1.5 SOORTENRIJKDOM KORSTMOSSEN EN SOORTENRIJKDOM MOSSEN 10
1.6 KORSTMOSSENMEETNET IN ZEELAND EN HERHAALRONDE 2025 10
2 METHODE **13**
2.1 SELECTIE VAN MEETPUNTEN 13
2.2 VELDWERK 14
2.3 BEREKENING GRAADMETERS 15
2.4 KENMERKEN VAN DE MEETPUNTEN EN OMGEVINGSVARIABELEN 17
2.5 ANALYSE 19
3 RESULTATEN **22**
3.1 SOORTENRIJKDOM KORSTMOSSEN 22
3.2 SOORTENRIJKDOM MOSSEN 30
3.3 STIKSTOFMINNENDE KORSTMOSSEN (NIW) 33
3.4 STIKSTOFGEVOELIGE KORSTMOSSEN (AIW) 37
3.5 KLIMAAT 40
3.6 EFFECTEN VAN AMMONIAK IN NATURA 2000-GEBIEDEN 42
3.7 VERGELIJKING VAN EFFECTEN VAN AMMONIAK TUSSEN PROVINCIES 46
4 DISCUSSIE **47**
4.1 TOENAME SOORTENRIJKDOM KORSTMOSSEN TUSSEN 1997 EN NU 47
4.2 KORSTMOSSEN ALS INDICATOR VOOR AMMONIAK 48
4.3 NATURA 2000-GEBIEDEN 51
5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN **52**
5.1 VERANDERINGEN STIKSTOFMINNENDE EN ZUURMINNENDE KORSTMOSSEN 52
5.2 VERANDERINGEN IN SOORTENRIJKDOM 52
5.3 AANBEVELING MONITORING 52
LITERATUUR **54**
BIJLAGE A. OVERZICHT WAARGENOMEN KORSTMOSSEN EN TRENDS **57**
BIJLAGE B. OVERZICHT WAARGENOMEN MOSSEN EN TRENDS **61**
BIJLAGE C. TRENDS NIW GECORRIGEERD VOOR BOOMSOORT (NIW_{QU}) **62**
BIJLAGE D. SOORTKAARTEN KORSTMOSSEN **64**
BIJLAGE E. SOORTKAARTEN MOSSEN **119**

1 Inleiding

1.1 Wat zijn korstmossen?

Korstmossen bestaan uit een schimmel en een alg die in een symbiose met elkaar samenleven. De alg produceert door fotosynthese suikers, die gedeeld worden met de schimmel. De schimmel groeit als een behuizing rond de alg en zorgt voor bescherming. Korstmossen worden vaak verward met mossen, maar zijn daar niet aan verwant. Mossen zijn primitieve voorouders van vaatplanten, en hebben een stengel met blaadjes (Figuur 1.1). Korstmossen groeien relatief langzaam en komen voor op extreme standplaatsen, meestal op voedselarme grond, op stenen en op boomschors. Op deze groeiplaatsen hoeven ze niet te concurreren met vaatplanten, die veel sneller groeien. Korstmossen die op bomen groeien worden epifytische korstmossen genoemd. Korstmossen vertonen een grote variatie in groeivorm. Korstmossen kunnen struikvormig, bladvormig of korstvormig zijn. De kleur varieert van onopvallend groen of bruin tot felgekleurd geel of rood. In Nederland zijn in totaal ongeveer 800 soorten korstmossen vastgesteld (Aptroot et al., 2004; van Herk et al., 2018), waarvan er ongeveer 250 algemeen voorkomen.

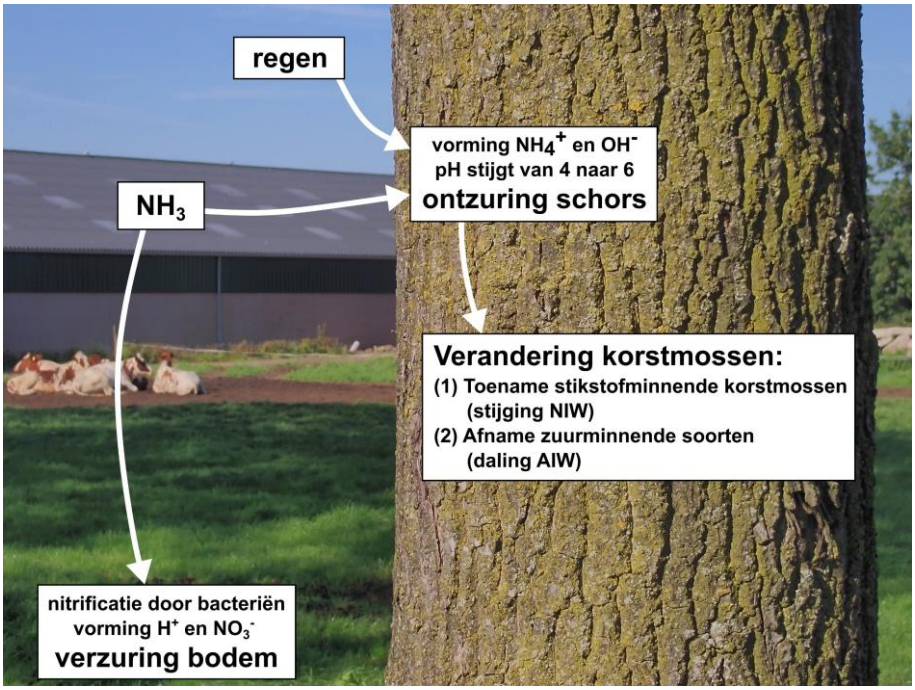


Figuur 1.1 Voorbeeld van een korstmos (links, Heksenvingermos *Physcia tenella*) en een bladmos (rechts, Fijn laddermos *Kindbergia praelonga*).

1.2 Korstmossen als indicatoren voor luchtkwaliteit en klimaat

Korstmossen reageren sterk op veranderingen in de luchtkwaliteit. In Nederland hebben hoge concentraties van zwaveldioxide en ammoniak in de lucht in de afgelopen vijftig jaar een grote invloed gehad op epifytische korstmossen (van Dobben, 1990; van Herk, 2019a). Zwaveldioxide en ammoniak hebben een verschillende uitwerking op de soortensamenstelling. Zwaveldioxide (SO_2) is giftig voor veel soorten korstmossen. De zwaveldioxide in de lucht (“zure regen”) bereikte in de jaren ’70 zijn hoogtepunt en heeft toen veel epifytische korstmossen doen verdwijnen, waardoor er zogenaamde epifytenwoestijnen ontstonden (Barkman, 1958). Slechts een klein aantal soorten korstmossen kan hoge concentraties zwaveldioxide verdragen. Dankzij de sterke reductie van de uitstoot van zwaveldioxide hebben veel korstmossen die gevoelig zijn voor zwaveldioxide zich weer kunnen herstellen (van Dobben & de Bakker, 1996).

Ammoniak (NH_3) heeft andere effecten op korstmossen dan zwaveldioxide. Ammoniak is een base en zorgt ervoor dat de bast van bomen ontzuurt. De pH van de bast van een zomereik, normaal ca. 4, kan onder invloed van ammoniak in gebieden met veel intensieve veehouderij stijgen tot ca. 6 (van Herk, 2001). De bast wordt dus basischer. Pas als ammoniak in de bodem terecht komt wordt het door bacteriën omgezet in zuur en levert de ammoniak een bijdrage aan verzuring van de bodem. Dit proces in de bodem heeft echter geen effect op de korstmossen die op boomschors voorkomen (Figuur 1.2).



Figuur 1.2 Effect van ammoniak (NH_3) op de pH van boomschors en op korstmossen. Hogere concentraties ammoniak zorgt voor ontzuring van boomschors, waardoor stikstofminnende korstmossen (samengevat in de NIW) toenemen en zuurminnende korstmossen (samengevat in de AIW) afnemen. De NIW en AIW zijn graadmeters die worden geïntroduceerd in 1.4.

Een verhoogde ammoniakconcentratie in de lucht heeft een grote impact op de soortensamenstelling van korstmossen op de boomschors: het stimuleert **nitrofyten** (**stikstofminnende korstmossen**) en leidt tot het verdwijnen van **acidofyten** (**zuurminnende stikstofgevoelige korstmossen**) (van Herk, 2001). Stikstofminnende korstmossen reageren zowel direct op veranderingen van de ammoniakconcentratie in de lucht als op de zuurgraad. Dat betekent dat stikstofminnende korstmossen toenemen wanneer ammoniak in de lucht toeneemt. Andersom neemt het aantal stikstofminnende korstmossen af wanneer ammoniak in de lucht afneemt. Dit gebeurt ook wanneer de ammoniakconcentraties ondanks een afname nog steeds hoog zijn. Het aantal stikstofminnende korstmossen volgt in Nederland daardoor goed de trend van de ammoniakconcentratie in de lucht (van Herk, 2021). Zuurminnende korstmossen reageren vooral op de zuurgraad van de schors. Doordat de pH van boomschors toeneemt bij een grotere ammoniakbelasting verdwijnen de voor eiken typerende zuurminnende korstmossen, zoals Eikenmos (*Evernia prunastri*). Soorten die kenmerkend zijn voor het habitat eikenbossen, zoals Groot boerenkoolmos (*Platismatia glauca*) zijn al grotendeels uit Nederland verdwenen. Er is sprake van nivellering, waarbij de plaats van typische soorten van schone, zure eikenstammen wordt ingenomen door soorten die ook op allerlei andere boomsoorten en ook in agrarisch gebied en bebouwde kom voorkomen (van Herk, 2019a). Het effect van ammoniak op de zuurgraad van de boomschors werkt cumulatief, wat betekent dat stikstofgevoelige zuurminnende soorten niet zomaar terugkeren zolang de ammoniakconcentratie boven een grenswaarde blijft. De

effecten van de verhoogde ammoniakconcentratie op korstmossen werden in Nederland voor het eerst aangetoond in de Gelderse Vallei, toen vastgesteld werd dat stikstofminnende korstmossen rond boerderijen sterk waren toegenomen (van der Knaap, 1980; 1984).

Naast luchtvervuiling reageren epifytische korstmossen ook op klimaatverandering (van Herk et al., 2002; Aptroot & van Herk, 2007). Zuidelijke en warmteminnende soorten nemen momenteel sterk toe, terwijl noordelijke soorten afnemen.

1.3 De provinciale korstmossenmeetnetten

In Nederland wordt er al bijna 100 jaar onderzoek gedaan naar epifytische korstmossen. In de jaren ’40 en ’50 werden de epifytenwoestijnen gekarteerd door Barkman (1958). Dit onderzoek kreeg een gevolg in de jaren ’70, toen de Werkgroep Herkartering Epifyten Nederland (WHEN) de epifytenwoestijnen opnieuw karteerde, waarbij er duizenden meetpunten in heel Nederland bezocht werden (de Wit, 1976). In de jaren ’80 zijn herhaalrondes uitgevoerd van delen van het WHEN (de Bakker, 1987; van der Knaap & van Dobben, 1987; van Dobben & de Bakker, 1996).

Het meetnet volgens de huidige gestandaardiseerde methode is in 1989 gestart, met als voornaamste doel het in kaart brengen van de effecten van ammoniak (van Herk, 1990). Het meetnet bestaat uit vaste meetpunten met meestal 10 bomen, waarop alle soorten mossen en korstmossen genoteerd worden. Meestal wordt zomereik als boomsoort gebruikt, maar in gebieden waar zomereiken niet voorhanden zijn worden ook wel andere boomsoorten opgenomen. De meetnetten worden momenteel in acht provincies uitgevoerd, die tezamen bestaan uit ongeveer 4000 monsterpunten. De provinciale meetnetten zijn ontworpen en ontwikkeld door het LON, het Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (van Herk, 1999) in opdracht van de desbetreffende provincies. Bij voorkeur worden meetnetten elke zes jaar opnieuw opgenomen. Recent is er in de meeste provincies een herhaalronde uitgevoerd, namelijk in Drenthe (van Herk, 2023), Friesland (van der Kolk et al., 2020), Gelderland (van der Kolk et al., 2023a; 2025a), Groningen (van der Kolk et al., 2023b), Noord-Brabant (van der Kolk et al., 2024), Overijssel (van Herk, 2021), Utrecht (van der Kolk et al., 2025b) en Zuid-Holland (Verboom et al., 2025).

1.4 Graadmeters voor ammoniak en klimaat

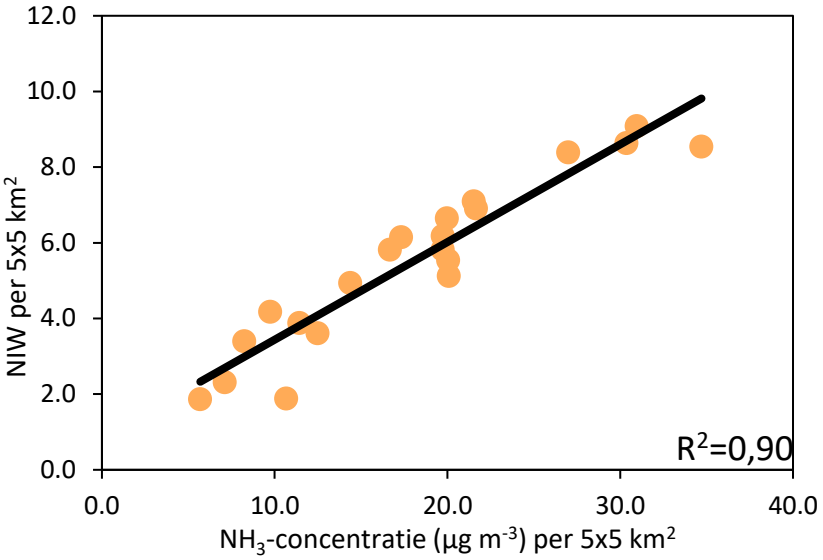
De hoeveelheid stikstofminnende korstmossen wordt bij de provinciale karteringen per meetpunt uitgedrukt in de **Nitrofiele Indicatie Waarde (NIW)**, een graadmeter voor de ammoniakbelasting. Op dezelfde manier wordt de hoeveelheid zuurminnende stikstofgevoelige korstmossen uitgedrukt in de **Acidofiele Indicatie Waarde (AIW)**, een omgekeerde graadmeter voor ammoniak die vooral indicatief is voor de zuurgraad van de schors. Zowel de NIW als de AIW worden per punt uitgerekend door het voorkomen van ongeveer 20 kenmerkende soorten bij elkaar op te tellen (Figuur 1.3). Zie 2.3 voor details hoe de NIW en AIW worden berekend. Op locaties waar de NIW hoog is en de AIW laag, is er een grote invloed van ammoniak op boombewonende korstmossen. Andersom is op locaties met een lage NIW en hoge AIW de invloed van ammoniak laag. De NIW is het beste bruikbaar in halfopen en open gebieden, omdat vrijwel alle ammoniakminnende soorten ook lichtminnend zijn. De AIW is geschikt in zowel open- als bosgebieden, omdat een deel van de zuurminnende soorten ook schaduwminnend is.



Figuur 1.3 Links Groot dooiermos (*Xanthoria parietina*), een stikstofminnende soort, en rechts Gewoon schorsmos (*Hypogymnia physodes*), een stikstofgevoelige soort.

In 1997 is het verband onderzocht tussen de NIW en AIW en de ammoniakconcentraties in de lucht. De ammoniakmetingen zijn destijds met vaste monsternemers door TNO uitgevoerd, op dezelfde bomen waar ook de korstmossamenstelling onderzocht werd. De ammoniakmetingen betroffen metingen van de ammoniakconcentratie in de lucht met passieve monsterbuisjes, op een vergelijkbare manier zoals deze metingen nu worden uitgevoerd in het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden van het RIVM (RIVM-MAN; Stolk et al., 2009). Uit het vergelijkingsonderzoek (van Herk, 1998) blijkt dat de jaargemiddelde NH_3-concentratie ruim 59% van de variantie van de NIW kan verklaren, wat aangeeft dat de overeenkomst tussen beide zeer groot is. De NIW en de NH_3-concentratie zijn ook als gemiddelde per uurhok (5x5 km^2) berekend, met in elk uurhok ongeveer 5 meetlocaties. Hierdoor worden verstorende factoren die de NIW beïnvloeden anders dan ammoniak, bijvoorbeeld lichtinval, uitgemiddeld. Het verband op uurhok-niveau is daardoor nog sterker dan het verband op meetpunt-niveau: de verklaarde variantie is op uurhok-niveau 90% (Figuur 1.4). De NIW, en met name de gemiddelde NIW van meerdere meetpunten in een kleine regio, kan dus gezien worden als een zeer betrouwbare schatting van de luchtconcentratie NH_3, en het effect daarvan op korstmossen. De AIW laat een duidelijk negatief verband met NH_3 zien, en kan dus als omgekeerde graadmeter voor NH_3 gebruikt worden. De bruikbaarheid van korstmossen voor de monitoring van ammoniak wordt uitgebreid behandeld in een artikel in The Lichenologist (van Herk, 2001).

Voor het in kaart brengen van veranderingen in het milieu zijn ook de ecologische indicatiewaarden ("Ellenberggetallen") van korstmossen geschikt (Wirth, 2010; Sparrius et al., 2015). Voor elke soort is een indicatiewaarde (een getal tussen 1 en 9) bepaald voor vocht, stralingsklimaat, zuurgraad, nutriëntenrijkdom, continentaliteit en temperatuur. Voor het analyseren van de invloed van het klimaat is de **indicatiewaarde voor continentaliteit** van belang. Voor klimaat wordt ook gebruik gemaakt van de **community temperature index**, een maat voor de gemiddelde temperatuur van het verspreidingsgebied van de aangetroffen korstmossen (Sparrius et al., 2018).



Figuur 1.4 Relatie tussen de NIW en de jaarrond gemeten NH_3-luchtconcentratie (µg m^{-3}) per 5x5 km2 uurhok, op basis van 4-6 metingen per uurhok. Er is een sterk positief verband (R^2=0,90) tussen de ammoniakconcentratie in de lucht en de NIW. Gegevens afkomstig van metingen aan zomereiken in 1997 in Friesland, Noord-Brabant en de Gelderse Vallei, ontleend aan van Herk, 2001.

1.5 Soortenrijkdom korstmossen en soortenrijkdom mossen

Behalve specifieke graadmeters die direct gerelateerd zijn aan veranderingen in de luchtkwaliteit of klimaat, worden bij de uitwerking van de gegevens van de korstmossenmeetnetten ook de soortenrijkdom korstmossen en de soortenrijkdom mossen berekend. De soortenrijkdom korstmossen is geen indicator die specifiek is voor stikstofbelasting, maar wordt beïnvloedt door een combinatie van factoren, waaronder luchtvervuiling, klimaatverandering en weersinvloeden. De soortenrijkdom wordt dan ook bepaald door een optelsom van effecten, zoals toename van stikstofminnende korstmossen (wanneer ammoniakconcentraties toenemen), afname van stikstofgevoelige korstmossen (wanneer ammoniakconcentraties boven de grenswaarde liggen) en toe- of afname van soorten die opschuiven door klimaatverandering. Bovendien is een belangrijke verklarende factor de zwaveldioxidevervuiling (zure regen) die ervoor heeft gezorgd dat veel korstmossen tot aan het einde van de vorige eeuw op grote schaal verdwenen waren (van Dobben, 1990; van Dobben & de Bakker, 1996). In de vorige eeuw, was de soortenrijkdom korstmossen dan ook vooral een indicatie van de luchtconcentratie zwaveldioxide. Doordat zwaveldioxideconcentraties sterk zijn verminderd, konden veel korstmossen zich herstellen. Het herstel van korstmossen van de periode met zwaveldioxide en een netto toename van soorten door klimaatverandering zijn de belangrijkste twee oorzaken dat de soortenrijkdom korstmossen op bomen al decennialang toeneemt (van Herk et al., 2002; van der Kolk et al., 2023a; 2024). Behalve de soortenrijkdom korstmossen wordt ook de soortenrijkdom mossen berekend. Ook de soortenrijkdom mossen is niet indicatief voor één factor, maar wordt bepaald door een combinatie van factoren, waaronder luchtvervuiling en klimaat.

1.6 Korstmossenmeetnet in Zeeland en herhaalronde 2025

Epifytische korstmossen in Zeeland werden al onderzocht voordat het meetnet in de huidige vorm werd opgezet. In de jaren ’40 en ’50 werden epifytische korstmossen onderzocht door Barkman (1958). Daaruit bleek dat door de hoge concentraties zwaveldioxide in de lucht er nauwelijks korstmossen op de bomen zaten in het zuidoostelijke deel van de provincie. In de duingebieden in het noordwesten kwamen nog wel soortenrijke epifytenbegroeiingen op bomen voor. In het begin van de jaren ’70

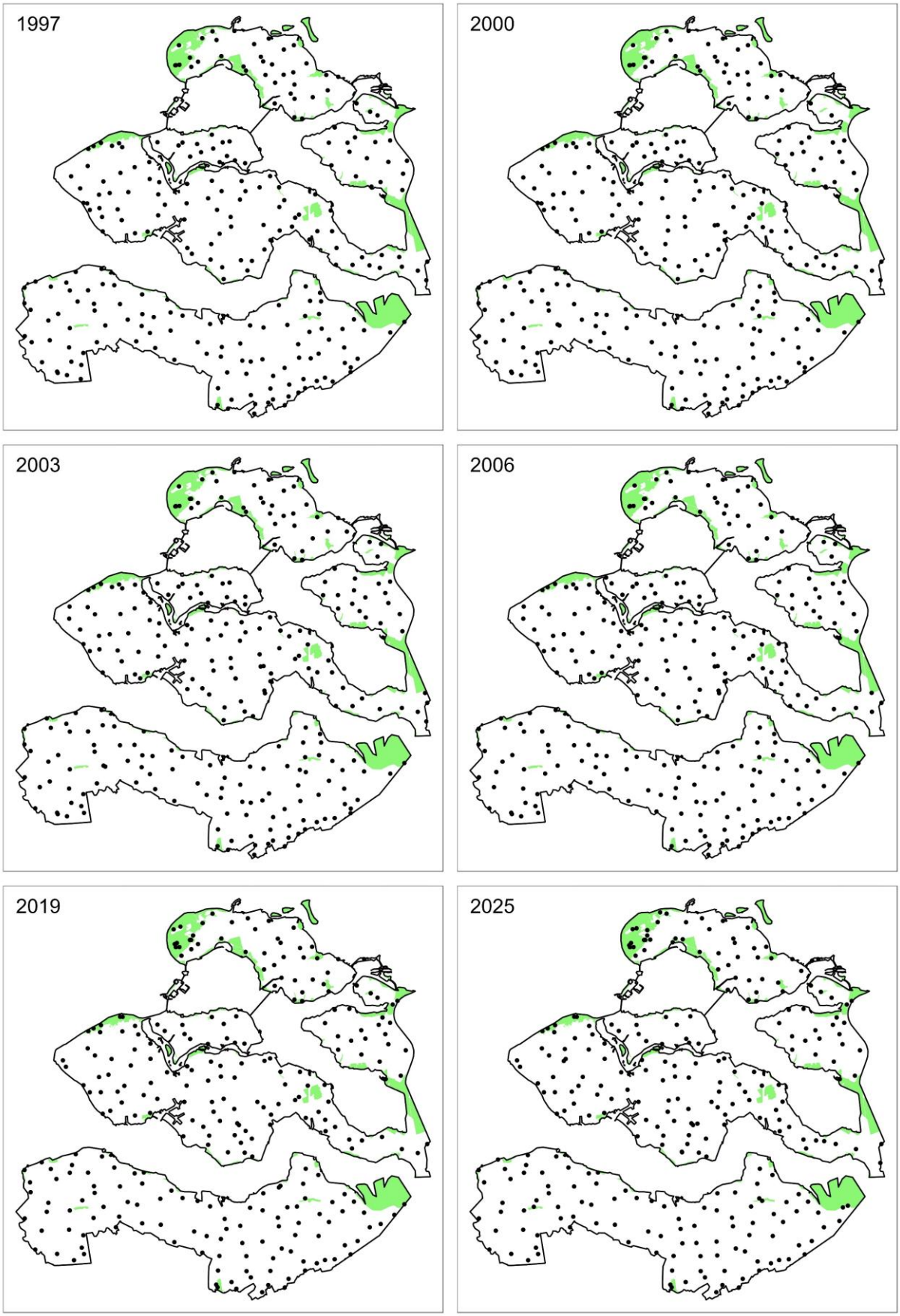
werden er in de provincie honderden locaties gekarteerd als onderdeel van de grootschalige WHEN-kartering (de Wit, 1976).

Het meetnet in Zeeland in gestandaardiseerde vorm is gestart in 1997 (van Herk, 1997). Er zijn daarna herhaalrondes geweest in 2000 (van Herk, 2002), 2003 (van Herk, 2004a), 2006 (van Herk, 2007; 2009) en 2019 (van Herk, 2019c). De meeste provinciale meetnetten liggen op de zandgronden, waarbij als boomsoort overwegend gebruik wordt gemaakt van zomereiken. Op de kleigronden komen zomereiken weinig voor, en wordt gebruik gemaakt van populieren en essen. Binnen de meetnetten in Zuid-Holland (Verboom et al., 2025) en Zeeland wordt daarom overwegend van die boomsoorten gebruik gemaakt. Het aantal meetpunten is in Zeeland over de meetrondes heen vrij constant gebleven (Figuur 1.5). In 2019 bestond het meetnet uit 277 meetpunten.

De meetronde in 2025 betreft een volledige herhaalronde, waarbij de hele provincie Zeeland opnieuw is onderzocht. Hierbij zijn zoveel mogelijk meetpunten herhaald die in 2019 ook zijn onderzocht. Dit onderzoek focust op epifytische korstmossen, maar tijdens het veldwerk zijn (net als in eerdere meetronden) behalve de korstmossen ook de aanwezige mossen vastgelegd. Een klein deel van het rapport is daarom toegewijd aan de veranderingen in de soortenrijkdom van mossen.

De volgende onderzoeksvragen met betrekking tot de huidige kwaliteit en veranderingen zijn gekoppeld aan het uitvoeren van deze nieuwe meetronde:

- Welke veranderingen zijn er opgetreden in de soortenrijkdom van korstmossen en mossen op bomen in de provincie Zeeland tussen 1997 en 2025?
- Wat is de huidige impact van ammoniak in de lucht op korstmossen in Natura 2000-gebieden, overige natuurgebieden en agrarische gebieden in de provincie Zeeland?
- Hoe is de invloed van ammoniak in de lucht op korstmossen in de provincie Zeeland veranderd tussen 1997 en 2025?



Figuur 1.5 Onderzochte meetpunten in de provincie Zeeland in 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 en 2025. Het aantal meetpunten is over de meetrondes heen vrij constant gebleven. Natura 2000-gebieden zijn groen gemarkeerd.

2 Methode

2.1 Selectie van meetpunten

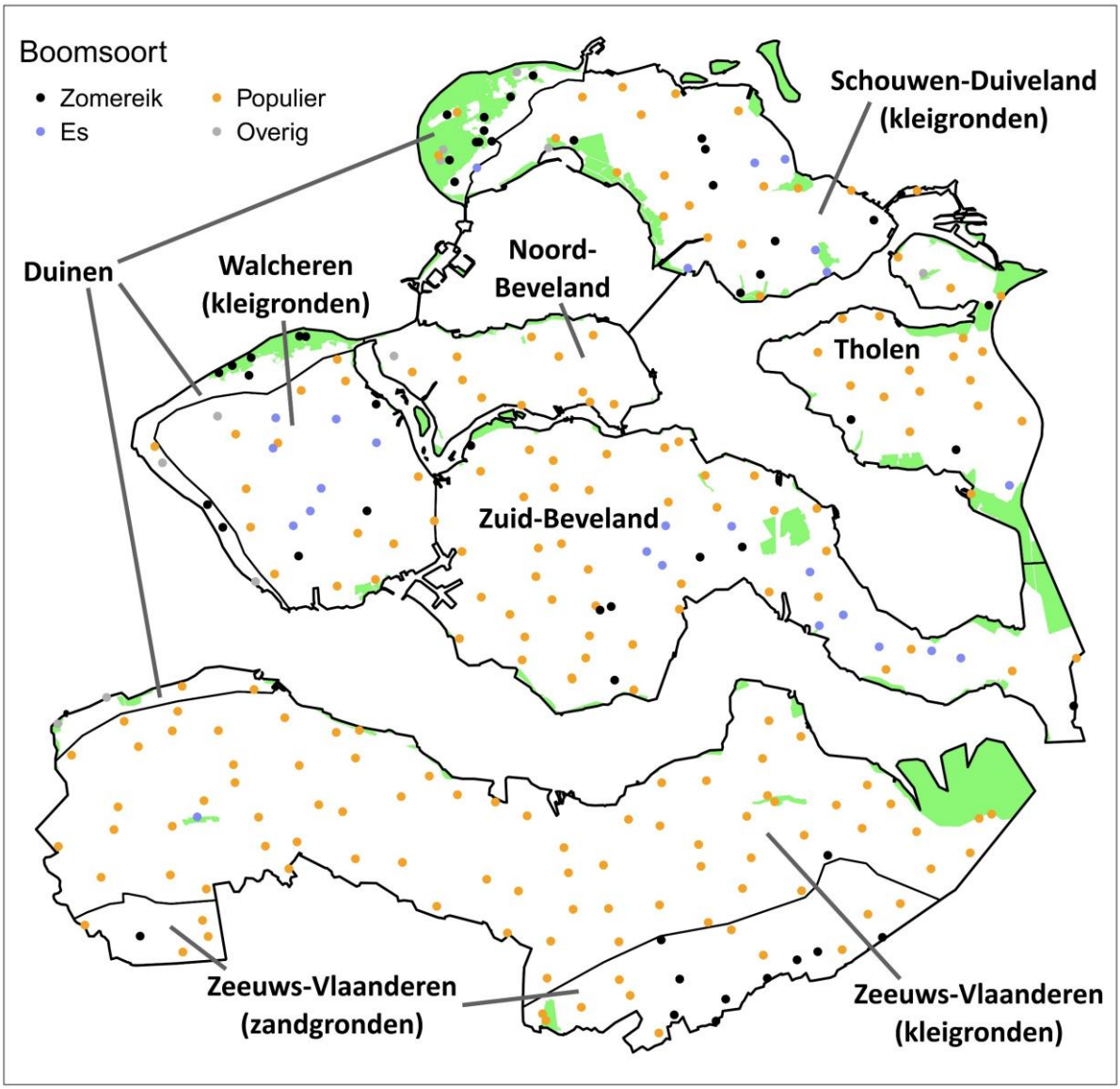
Meetpunten bestaan meestal uit 10 bomen, maar op locaties waar weinig bomen staan worden soms minder dan 10 bomen gebruikt. Een aantal van 10 boomsoorten garandeert dat als een soort op één boom gemist wordt, dit meestal geen effect heeft op de abundantie (zie 2.2) en een minimaal effect op de NIW en AIW (zie 2.3.3). Als boomsoort wordt in de meeste provincies gebruik gemaakt van zomereik (*Quercus robur*). In gebieden waar geen eiken voorhanden zijn, zoals in grote delen van Zeeland, kunnen ook andere boomsoorten gebruikt worden. Bij voorkeur worden dan Canadapopulieren (*Populus × canadensis*) of essen (*Fraxinus excelsior*) gebruikt, zelden andere boomsoorten. Vaak bestaat een meetpunt uit een rijtje bomen in een wegberm (Figuur 2.1), maar in natuurgebieden kan een meetpunt ook uit vrijstaande bomen of bosbomen bestaan. De meetpunten worden waar mogelijk zo gekozen dat bemonsterde bomen niet te dicht op een boerderij staan, dat er een vrije aanstroom van lucht naar de stam is en dat bomen niet te jong zijn (omtrek van de stam bij voorkeur minimaal 13 dm, wat overeenkomt met een diameter van minimaal 41 cm).



Figuur 2.1 Voorbeelden van meetpunten met Canadapopulieren in Zeeland.

Het uitgangspunt voor de herhaalronde 2025 in Zeeland was om meetpunten uit de meetronde 2019 zoveel mogelijk te herhalen. Meetpunten zijn vervangen wanneer alle of de meeste bomen uit het meetpunt waren verdwenen door kap of ongeschikt zijn geworden doordat stammen begroeid zijn geraakt met klimop, of omgeven zijn door opslag.

In de meetronde 2025 zijn er in totaal 283 meetpunten onderzocht (Figuur 2.2). Van de 277 meetpunten die in de meetronde 2019 bezocht werden, zijn er in deze meetronde 223 (80,5%) herhaald. De overige 54 meetpunten (19,5%) die in 2019 bezocht werden zijn nu komen te vervallen. De oorzaak dat meetpunten vervallen zijn is meestal omdat de bomen gekapt waren (43 van 54 vervallen meetpunten). Er zijn 11 meetpunten vervallen omdat de stammen bedekt geraakt waren met struiken of klimop, of omdat de meetpunten op privéterrein lagen waarvoor geen toestemming is gekregen om onderzoek uit te voeren. Er zijn 60 meetpunten nieuw uitgezet.



Figuur 2.2 Kaart van de provincie Zeeland met de 283 meetpunten die in 2025 onderzocht zijn met opdeling in regio's. De kleur van de stippen geeft de boomsoort aan die op dat betreffende meetpunt is onderzocht. Natura 2000-gebieden zijn in lichtgroen aangegeven.

2.2 Veldwerk

Van elk meetpunt worden de volgende gegevens genoteerd: locatie (exacte GPS-coördinaten), datum van bezoek, waarnemer, omtrek van de bomen (in dm), aantal onderzochte bomen, boomsoort, codering voor het milieutype (zie Bijlage A in van der Kolk et al., 2023a) en de afstand tot het dichtstbij gelegen veehouderijbedrijf (in m). Al deze gegevens behoren tot het standaardprotocol en zijn vanaf de start van het gestandaardiseerde meetnet voor alle meetpunten in alle provincies genoteerd. In de meetronde 2025 zijn als extra variabelen ook de afstand van de boomstam tot de wegrand (in dm) en lichtinval (percentage open lucht, gekeken vanaf de middelste boom naar het zuiden) genoteerd. Deze twee variabelen zijn in eerdere meetronden niet genoteerd. Van elk meetpunt wordt een situatieschets overgenomen van de vorige meetronde of nieuw gemaakt. Binnen een bestaand meetpunt zijn soms één of twee bomen verdwenen door kap. Deze worden indien mogelijk met nieuwe bomen gecompenseerd. Per onderzochte boom worden alle aanwezige mossen en

korstmossen genoteerd die tot een hoogte van 2 meter op de boom voorkomen. Vervolgens wordt per meetpunt de kwantiteit per soort genoteerd met een schaal 1-6 (Tabel 2.1).

Tabel 2.1 Schaal voor het bepalen van de kwantiteit van een soort op een meetpunt.

Kwantiteitsschaal	
1	slechts één exemplaar aanwezig
2	meerdere exemplaren op één boom
3	in kleine hoeveelheden op meer dan één maar op maximaal de helft van de bomen
4	gemiddeld meer dan 1 dm^2 op maximaal de helft van de bomen
5	in kleine hoeveelheden op meer dan de helft van de bomen
6	gemiddeld meer dan 1 dm^2 op meer dan de helft van de bomen

2.3 Berekening graadmeters

2.3.1 Soortenrijkdom korstmossen per meetpunt (AS)

De soortenrijkdom wordt berekend als het totaal aantal soorten korstmossen (dus exclusief mossen) dat in een meetpunt voorkomt. Alle soorten tellen even zwaar, het maakt dus niet uit op hoeveel bomen een soort voorkomt.

Er zijn een aantal soortcomplexen van korstmossen die in het verleden nog niet goed beschreven waren en daarom niet tijdens alle meetrondes zijn onderscheiden. In dit onderzoek worden deze soorten wel gesplitst bij de beschrijving van de resultaten van deze meetronde, maar samengevoegd bij vergelijkende analyses met eerdere meetrondes, zodat verschillen in soortenrijkdom tussen de meetrondes vergelijkbaar blijven. Het gaat om de volgende soortcomplexen:

- Kort schriftmos (*Alyxoria varia*) en Limoenschriftmos (*Alyxoria viridipruinosa*)
- Poedergeelkorst (*Candelariella efflorescens / rubrisoli*) en Grove poedergeelkorst (*Candelariella reflexa* s.s.)
- Boomrookkorst (*Catillaria nigroclavata*) en Steriele rookkorst (*Catillaria fungoides*)
- Gebogen schildmos (*Hypotrachyna revoluta*) en Grofgebogen schildmos (*Hypotrachyna afrorevoluta*)
- Rijpschildmos (*Punctelia jeckeri*) en Gestippeld schildmos (*P. subrudecta*)

2.3.2 Soortenrijkdom mossen per meetpunt (AS_{mos})

De soortenrijkdom voor mossen wordt op dezelfde manier berekend als de soortenrijkdom korstmossen, maar dan door het aantal soorten mossen dat in een meetpunt voorkomt op te tellen.

2.3.3 Nitrofiele Indicatie Waarde (NIW)

De NIW (Nitrofiele Indicatie Waarde) is een graadmeter voor de ammoniakconcentratie in de lucht (zie 1.2 en 1.4). De berekening van de NIW gebeurt volgens de methode zoals beschreven door van Herk (2001). De NIW is gebaseerd op het gemiddelde aantal stikstofminnende soorten dat op één boom in een meetpunt voorkomt. De per boom gescoorde presenties worden hierbij gesommeerd, waarna het gemiddeld aantal soorten per boom uitgerekend wordt. Komt een soort bijvoorbeeld op 4 van de 10 bomen voor, dan draagt deze soort 0,4 aan de NIW bij. Soorten die in ruime hoeveelheden aanwezig zijn (kwantiteit 4 of 6 in het meetpunt) worden dubbel geteld. Is een soort bijvoorbeeld op 4 van de 10 bomen aanwezig en in grote hoeveelheden (dus kwantiteit 4), dan draagt deze soort 0,8 aan de

NIW bij. De stikstofminnende soorten die bijdragen aan de NIW zijn: *Athallia holocarpa, Candelariella aurella, Candelariella reflexa* s.l.*, Candelariella vitellina, Candelariella xanthostigma, Myriolecis dispersa, Myriolecis hagenii, Phaeophyscia nigricans, Phaeophyscia orbicularis, Physcia adscendens, Physcia caesia, Physcia dubia, Physcia tenella, Polycauliona candelaria, Polycauliona polycarpa, Protoparmeliopsis muralis, Rinodina oleae, Scythioria phlogina, Xanthoria calcicola* en *Xanthoria parietina*.

De waardes van de NIW variëren in de praktijk tussen 0 (geen indicatorsoorten aanwezig) en 12 (op een gemiddelde boom zijn 12 indicatorsoorten aanwezig), al zijn theoretisch hogere waarden mogelijk. In natuurgebieden met geen of nauwelijks ammoniakbelasting is de NIW doorgaans lager dan 0,5 (bijvoorbeeld delen van de Veluwe in 1990, zie van der Kolk et al., 2023a). In agrarische gebieden duidt een NIW-waarde lager dan 1,5 op een lage ammoniakbelasting. Een NIW-waarde tussen 1,5 en 5,0 duidt op matige belasting met ammoniak. Een NIW-waarde hoger dan 5,0 duidt op een hoge ammoniakbelasting en komt vooral voor in landbouwgebieden waar veel ammoniak wordt uitgestoten. Waardes hoger dan 7,0 duiden op een zeer hoge ammoniakbelasting. De NIW kan op meetpunten dicht bij veehouderijen oplopen tot boven 10,0.

De NIW verschilt tussen boomsoorten, omdat op boomsoorten met een voedselrijkere en meer basische schors (zoals populier, es en wilg) van nature meer stikstofminnende soorten groeien dan op bomen met een voedselarme en zure schors (eik).

In provincies waar de meetpunten hoofdzakelijk bestaan uit zomereiken wordt de NIW waarde op meetpunten met andere boomsoorten gecorrigeerd. Omdat in Zeeland op het overgrote deel van de meetpunten gebruik wordt gemaakt van Canadapopulier, wordt de NIW in rapportages niet gecorrigeerd, maar wordt in plaats daarvan de NIW voor populieren gepresenteerd (van Herk, 1997; 2007). De reden om niet te corrigeren is dat populieren ook een signaal geven bij zeer lage ammoniakconcentraties. Omdat korstmossen op zomereiken pas bij een iets hogere ammoniakconcentratie reageren, gaat detail in de resultaten verloren wanneer de waardes van populieren gecorrigeerd worden naar zomereiken.

Om de NIW toch met andere provincies te kunnen vergelijken wordt de voor populieren en essen gecorrigeerde NIW (NIW_{QU}) wel gerapporteerd als bijlage in dit rapport (Bijlage C). Ook wordt de gecorrigeerde NIW gebruikt voor de analyse van de staat van Natura 2000-gebieden en voor de vergelijking van de NIW met andere provincies. Hiervoor worden onderstaande formules gebruikt, die gebaseerd zijn op dosis-response relaties tussen NIW en ammoniakbelasting per boomsoort (van Herk, 1996). In navolging van van Herk (2019b), zijn linde en esdoorn behandeld als wilg.

Voor Canadapopulier: $NIW_{QU} = 0{,}73\ NIW_{PO} - 1{,}03$

Voor Es: $NIW_{QU} = 1{,}50\ NIW_{FR} - 6{,}34$

Voor Wilg: $NIW_{QU} = 1{,}17\ NIW_{SA} - 3{,}06$

2.3.4 Acidofiele Indicatie Waarde (AIW)

De AIW (Acidofiele Indicatie Waarde) is een omgekeerde graadmeter voor de ammoniakconcentratie in de lucht en vooral indicatief voor de zuurgraad van de schors (zie 1.2 en 1.4). De berekening van de AIW is gelijk aan die van de NIW, maar met een set zuurminnende stikstofgevoelige soorten. De stikstofgevoelige soorten die bijdragen aan de AIW zijn: *Chaenotheca ferruginea*, *Cladonia* soorten (geaggregeerd), *Evernia prunastri*, *Hypocenomyce scalaris*, *Hypogymnia physodes*, *Hypogymnia*

tubulosa, *Lecanora aitema*, *Lecanora conizaeoides*, *Lecanora pulicaris*, *Lepraria incana*, *Ochrolechia microstictoides*, *Parmelia saxatilis*, *Parmeliopsis ambigua*, *Placynthiella icmalea*, *Platismatia glauca*, *Protoparmelia oleagina*, *Pseudevernia furfuracea*, *Trapeliopsis granulosa*, *Trapeliopsis flexuosa, Tuckermannopsis chlorophylla* en *Usnea* soorten (geaggregeerd).

Net als de NIW, varieert de AIW in de praktijk tussen 0 en 12. Voor de AIW geldt dat hoge waarden van boven 8,0 vroeger in veel uitgestrekte natuurgebieden die niet onder invloed waren van ammoniak nog voorkwamen (bijvoorbeeld delen van de Veluwe in 1990, zie van der Kolk et al., 2023a). Tegenwoordig liggen de maximale AIW-waarden in de gebieden die het minst door ammoniak zijn beïnvloed rond de 7,0 (zie bijvoorbeeld van der Kolk et al., 2023a), maar in de meeste natuurgebieden is de AIW gedaald tot beneden de 5,0. Als vrijwel alle zuurminnende korstmossen op een meetpunt verdwenen zijn, is de AIW zeer laag (<1,0) en kan geen verdere daling van de AIW meer plaatsvinden. Hier moet rekening mee gehouden worden bij het interpreteren van de resultaten.

De AIW wordt alleen berekend voor meetpunten met eiken. Op populieren en essen komen namelijk van nature al minder stikstofgevoelige soorten voor.

2.3.5 Community temperature index

De Community Temperature Index (in graden Celsius) geeft het gemiddelde van de temperatuur van het Europese verspreidingsgebied van de korstmossoorten weer die in een opname voorkomen (Sparrius et al, 2018). Voor dit doel is eerst van elke soort de Species Temperature Index berekend. De Species Temperatuur Index wordt bepaald door de gemiddelde temperatuur van het Europese verspreidingsgebied van die soort (Sparrius et al., 2008). De Community Temperature Index wordt vervolgens berekend door de Species Temperature Index van alle aangetroffen soorten te middelen (Devictor et al., 2008). De soorten worden bij de berekening niet gewogen op kwantiteit, elke soort telt even zwaar mee.

2.3.6 Ecologische indicatiewaarde voor continentaliteit

Continentaliteit geeft aan in welke mate de verspreiding van een soort aan een landklimaat gebonden is, de tegenhanger van een meer Atlantische verspreiding. De verwachting is dat deze waarde door klimaatverandering zal afnemen. De gemiddelde indicatiewaarde voor continentaliteit wordt per meetpunt berekend door de indicatiewaarde voor continentaliteit van alle aanwezige soorten korstmossen te middelen. De indicatiewaarden zijn gebaseerd op de Ellenberg-schaal (Wirth, 2010) en voor Nederlandse soorten aangevuld door Sparrius et al. (2015). De soorten worden bij de berekening niet gewogen op kwantiteit, elke soort telt even zwaar mee.

2.4 Kenmerken van de meetpunten en omgevingsvariabelen

Hieronder worden de kenmerken van de meetpunten en omgevingsvariabelen besproken die van belang zijn of gebruikt worden in de analyse.

2.4.1 Boomsoort

De boomsoort die op het meetpunt onderzocht is (Figuur 2.2). In de provincie Zeeland is in deze meetronde op 196 meetpunten (69,3% uit het totaal van 283 meetpunten) gebruik gemaakt van Canadapopulier (*Populus × canadensis)*. Vooral in de duinen en op de zandgronden in Zeeuws-Vlaanderen is ook gebruik gemaakt van zomereik (Quercus robur; 51 meetpunten, 18,0% van het totaal). Verder is er gebruik gemaakt van es (*Fraxinus excelsior*; 25 meetpunten, 8,8% van het totaal),

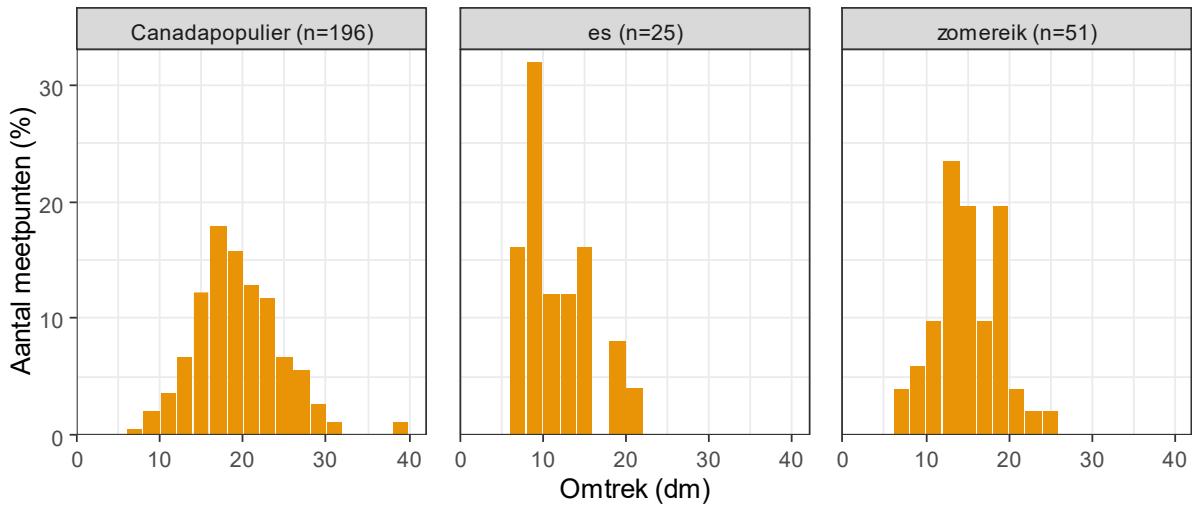
witte abeel (*Populus alba*, 5 meetpunten), grauwe abeel (*Populus × canescens*, 4 meetpunten), gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*, 1 meetpunt) en wilg (*Salix*, 1 meetpunt).

2.4.2 Aantal bomen per meetpunt

Het aantal bomen dat op een meetpunt onderzocht is. In de meetronde 2025 werden er op 77,4% (219 uit 283 totaal) van de meetpunten 10 bomen onderzocht. Op 3,5% (10 uit 283 totaal) van de meetpunten werden er minder dan vier bomen onderzocht. Vaak betreffen dit meetpunten in gebieden met weinig bomen.

2.4.3 Omtrek

De omtrek (in dm) op 1 m hoogte van een gemiddelde boom op een meetpunt. Figuur 2.3 geeft de distributie weer van de omtrek van de bomen die in meetronde 2025 onderzocht zijn per boomsoort, opgesplitst voor de drie meest onderzochte boomsoorten. Gemiddeld genomen was de omtrek van onderzochte Canadapopulieren (gemiddeld 19,9 dm) groter dan die van zomereiken (gemiddeld 15,5 dm) en essen (gemiddeld 12,2 dm). De meetpunten met essen betroffen relatief vaak jonge bomen, in gebieden waar geen lanen met oudere bomen aanwezig waren.



Figuur 2.3 Verdeling van de omtrek van de bomen op meetpunten die in de meetronde 2025 onderzocht zijn, opgesplitst voor de drie meest onderzochte boomsoorten.

2.4.4 Regio

De meetpunten zijn opgedeeld in acht **regio's** (Figuur 2.2), gebaseerd op de verschillende eilanden en fysisch geografische regio's. De duingebieden van Schouwen-Duiveland, Walcheren en Zeeuws-Vlaanderen zijn samengenomen in één regio Duinen (31 meetpunten in meetronde 2025). Zeeuws-Vlaanderen is opgedeeld in de het deel dat behoort tot de zandgronden (25 meetpunten) en het deel dat behoort tot de kleigronden (75 meetpunten). De andere regio's betreffen de eilanden Schouwen-Duiveland (32 meetpunten), Tholen (23 meetpunten), Noord-Beveland (12 meetpunten), Zuid-Beveland (60 meetpunten) en Walcheren (25 meetpunten).

2.4.5 Gebiedstype

Om de situatie en veranderingen natuurgebieden te vergelijken met agrarische en bebouwde gebieden is voor elke meetpunt bepaald in welk **gebiedstype** het ligt. Aangegeven is of het meetpunt zich binnen

(of op de rand van) een natuurgebied bevindt (57 meetpunten in meetronde 2025), in agrarisch gebied (203 meetpunten) of in bebouwd gebied (23 meetpunten). Van de meetpunten in natuurgebieden, bevinden er zich 38 meetpunten in Natura 2000-gebieden en 19 meetpunten in overige natuur buiten Natura 2000-gebieden. Behalve meetpunten die in Natura 2000-gebieden liggen (20 meetpunten), zijn ook meetpunten die net buiten (binnen een afstand van 60 m van de grens) Natura 2000-gebieden liggen (18 meetpunten) gerekend tot het gebiedstype Natura 2000-gebied. De reden hiervoor is dat er in sommige Natura 2000-gebieden weinig bomen voorhanden zijn, maar dat er wel bomenrijen langs de grens van het gebied staan. De aanname hierbij is dat veranderingen in de effecten van ammoniak op de grens van het Natura 2000-gebied ook de veranderingen in het Natura 2000-gebied reflecteren.

2.4.6 Overige omgevingsvariabelen

De afstand tot de dichtstbijzijnde veehouderij, de afstand tot wegrand en percentage lichtinval zijn als variabelen overgenomen zoals ze in het veld genoteerd zijn (zie 2.2). Deze variabelen worden in dit rapport niet gebruikt in de analyse.

2.5 Analyse

2.5.1 Graadmeters

Voor elk meetpunt zijn alle graadmeters berekend (zie 2.3). Vervolgens is voor elke graadmeter voor elke meetronde het gemiddelde berekend. De gemiddelden worden ook apart berekend voor regio's (zie 2.4.4) en gebiedstypen (zie 2.4.5).

De focus van deze rapportage ligt enerzijds op het documenteren van de huidige staat van de graadmeters in de hele provincie Zeeland, en anderzijds op de veranderingen die zich tussen 1997 en 2025 hebben voorgedaan. Voor het beschrijven van de huidige staat worden alle meetpunten gebruikt die in 2025 zijn onderzocht (n=283). Voor het analyseren van de veranderingen worden alleen meetpunten gebruikt die tenminste twee keer zijn onderzocht.

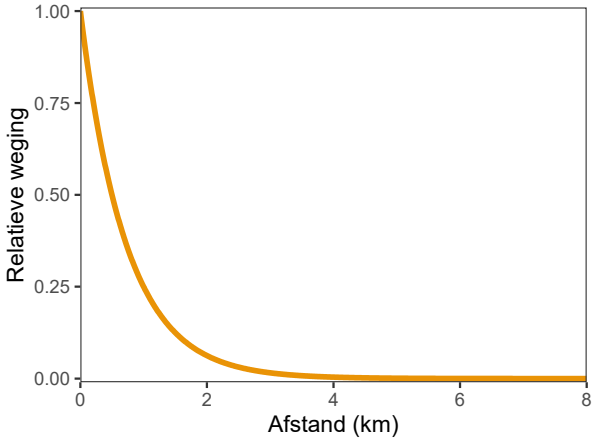
2.5.2 Interpolatiekaarten

Voor Soortenrijkdom korstmossen, Soortenrijkdom mossen, NIW en AIW worden dekkende kaarten gemaakt ('heatmaps') voor het onderzochte gebied door tussen meetpunten te interpoleren.

De volgende functie is gebruikt om voor een willekeurige locatie de geïnterpoleerde indicatiewaarde uit te rekenen:

$$IW_{interpolatie} = \frac{\sum_{i=1}^{n} 0{,}25^{afstand_i} * IW_i}{\sum_{i=1}^{n} 0{,}25^{afstand_i}}$$

waarin IW_i de geïnterpoleerde indicatiewaarde op een bepaalde locatie is, n het totaal aantal meetpunten, $afstand_i$ de afstand van de locatie tot meetpunt i in km en IW_i de indicatiewaarde op meetpunt i.



Figuur 2.4 De relatieve weging ($0{,}25^{afstand}$) van een meetpunt hangt af van de afstand tot de locatie waarvoor de indicatiewaarde geïnterpoleerd wordt. De relatieve weging van een meetpunt wordt exponentieel kleiner naarmate de afstand groter wordt.

De interpolatiekaart voor de AIW wordt alleen berekend voor de gebieden waar gebruik is gemaakt van zomereik. Omdat de bast van essen en populieren basischer is, worden er van nature namelijk geen of veel minder zuurminnende korstmossen op deze bomen aangetroffen dan op eiken. Het gevolg is dat de AIW in de praktijk op meetpunten met essen of populieren vrijwel altijd op 0 uitkomt. Het is hierdoor onmogelijk om te bepalen wat de AIW geweest zou zijn als op dezelfde locatie als het meetpunt zou bestaan uit zomereiken. Voor het interpoleren van de AIW is daarom alleen gebruik gemaakt van zomereiken en andere boomsoorten met een van nature zure schors. In het grootste deel van de provincie komen deze boomsoorten zo weinig voor, dat hier geen betrouwbare AIW kaart kan worden gegenereerd.

De geïnterpoleerde kaarten zijn bruikbaar om de veranderingen in grove ruimtelijke patronen van de graadmeters tussen de verschillende meetrondes te visualiseren.

Voor de provincie Zeeland zijn er voor eerdere meetrondes vergelijkbare dekkende kaarten gemaakt voor de NIW (van Herk, 2019c). Deze kaarten zijn tot stand gekomen door behalve te interpoleren tussen meetpunten ook rekening te houden met landschapselementen, zoals bos- en bebouwde gebieden. De nieuwe methode genereerd kaarten door te interpoleren tussen meetpunten zonder rekening te houden met landschapselementen. Hierdoor wijken de nieuwe kaarten soms op lokale schaal af van de eerder gepubliceerde kaarten. Om een gestandaardiseerde vergelijking tussen meetrondes mogelijk te maken is er gekozen om ook de kaarten voor oude meetrondes opnieuw te genereren volgens dezelfde methode in plaats van de bestaande kaarten te gebruiken.

2.5.3 Voorkomen en trendberekeningen soorten

In Bijlagen A en B worden (respectievelijk voor korstmossen en mossen) voor alle soorten het aantal meetpunten getoond waarin de soort in de meetronde 2025 is aangetroffen, alsook hoe de presentie veranderd is tussen de meetrondes van 2019 en 2025. In Bijlagen D en E worden (respectievelijk voor korstmossen en mossen) voor de meeste soorten verspreidingskaarten getoond voor de meetrondes van 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 en 2025, alsook een trendgrafiek waarbij de significantie van veranderingen tussen opeenvolgende meetrondes is aangegeven.

2.5.4 Indicatiewaarden en Natura 2000-gebieden

Om de situatie in Natura 2000-gebieden beter te beoordelen zijn de indicatiewaarden (NIW, NIW_{QU},

AIW en nutriëntenindicator) per Natura 2000-gebied berekend. Hiervoor zijn de meetpunten gebruikt die binnen de grenzen van Natura 2000 liggen (n=20), aangevuld met meetpunten die op de rand of net buiten het Natura 2000-gebied liggen, namelijk binnen 60 meter van de grens (n=18). Daarnaast worden verschillen met 2019 berekend.

2.5.5 Vergelijking met het RIVM-MAN

Meetpunten binnen het korstmossenmeetnet in Zeeland zijn in 2025 waar mogelijk geplaatst dichtbij meetlocaties van het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden van het RIVM (RIVM-MAN), een meetnet dat de ammoniakconcentraties in de lucht volgt. Er werden in deze meetronde in Zeeland 12 korstmossenmeetpunten bezocht die gekoppeld kunnen worden aan een meetlocatie van het RIVM-MAN, doordat ze minder dan een kilometer uit elkaar en in een vergelijkbaar biotoop lagen. Een korstmossenmeetpunt in agrarisch gebied wordt dus niet gekoppeld aan een RIVM-MAN meetlocatie in een natuurgebied, ook al liggen beide locaties dicht bij elkaar. De gepaarde locaties in Zeeland zijn aangevuld met gepaarde locaties in Gelderland (11 gekoppelde meetpunten; van der Kolk et al., 2023a), Groningen (twee gekoppelde meetpunten; van der Kolk et al., 2023b), Noord-Brabant (46 gekoppelde meetpunten; van der Kolk et al., 2024) en Zuid-Holland (12 gekoppelde meetpunten, Verboom et al., 2025), zodat de analyse uitgevoerd is met een totaal van 83 gekoppelde meetpunten.

De NIW en AIW op korstmossenmeetpunten zijn gecorreleerd aan ammoniakconcentraties in de lucht die zijn gemeten op de RIVM-MAN meetlocaties. De ammoniakconcentraties zijn berekend als een vijfjarige gemiddelde, op basis van de meetgegevens die door het RIVM online ontsloten worden (RIVM, 2025). De gekoppelde ammoniakconcentraties is dus berekend als de gemiddelde ammoniakconcentratie in de periode 2020-2024. Voor het berekenen van de correlatie tussen ammoniakconcentraties en de NIW zijn alle 83 gekoppelde meetpunten gebruikt. Voor het berekenen van de correlatie tussen ammoniakconcentraties en de AIW is een subset van 63 gekoppelde meetpunten gebruikt omdat meetpunten met Canadapopulier en es niet geschikt zijn voor het meten van de AIW.

2.5.6 Vergelijking graadmeters met andere provincies

Om de resultaten uit het korstmossenmeetnet in breder perspectief te plaatsen zijn de veranderingen in de NIW en AIW vergeleken met de veranderingen in andere provincies waar het meetnet wordt uitgevoerd. Hiervoor zijn de gegevens van de NIW en AIW uit andere provincies overgenomen voor Drenthe (van Herk, 2023), Friesland (van der Kolk et al., 2020), Gelderland (van der Kolk et al., 2025a), Groningen (van der Kolk et al., 2023b), Noord-Brabant (van der Kolk et al., 2024), Overijssel (van Herk, 2021), Utrecht (van der Kolk et al., 2025b) en Zuid-Holland (Verboom et al., 2025).

Omdat de meetnetten in andere provincies gebruik maken van zomereiken, wordt voor deze vergelijking voor Zeeland de gecorrigeerde NIW (NIW_{QU}) gebruikt (zie 2.3.3). De NIW waarden voor Zeeland die gerapporteerd worden in 3.7 wijken daarom af van de NIW voor populieren (NIW_{PO}) die in de rest van de resultaten gerapporteerd wordt.

3 Resultaten

In dit hoofdstuk worden de veranderingen in graadmeters in de provincie Zeeland besproken tussen 1997 en 2025, namelijk de soortenrijkdom korstmossen (3.1), soortenrijkdom mossen (3.2), de indicatiewaarde voor stikstofminnende korstmossen (NIW; 3.3), de indicatiewaarde voor zuurminnende stikstofgevoelige korstmossen (AIW; 3.4), en graadmeters voor klimaatverandering (3.5). Vervolgens worden de effecten van ammoniak op korstmossen in Natura 2000-gebieden in detail behandeld (3.6). Tenslotte worden de veranderingen in de NIW en AIW vergeleken tussen acht provincies (3.7).

3.1 Soortenrijkdom korstmossen

3.1.1 Soortensamenstelling

In de provincie Zeeland zijn er in de meetronde 2025 op de 283 onderzochte meetpunten in totaal 150 soorten korstmossen aangetroffen (Bijlage A). De begroeiing van korstmossen op bomen is in de provincie Zeeland sinds de laatste meetronde in 2019 verder veranderd. De soortenrijkdom is in het algemeen verder toegenomen, grotendeels veroorzaakt door soorten die toenemen door klimaatverandering en door soorten die er om bekend staan als pionier gladde schors te koloniseren. Tegelijkertijd zijn er ook soorten die afnemen of verdwenen zijn. Twintig soorten korstmossen die in 2019 nog in het meetnet voorkwamen zijn nu verdwenen. Het betreft een aantal soorten die normaal gesproken op steen groeien maar daarbuiten incidenteel onbestendig op boomvoeten voorkomen, zoals Kerkcitroenkorst (*Flavoplaca ruderum*) en Muurschotelkorst (Protoparmeliopsis muralis). Daarnaast zijn ook een aantal stikstofgevoelige zuurminnende soorten uit het meetnet verdwenen, zoals Witkopschorsmos (*Hypogymnia tubulosa*) en baardmossen (*Usnea* spec.). Stikstofgevoelige soorten die nu nog wel in het meetnet voorkomen, bijvoorbeeld Eikenmos (*Evernia prunastri*) en Gewoon schorsmos (*Hypogymnia physodes*), zijn verder afgenomen (Bijlagen A en D). Behalve stikstofgevoelige soorten zijn ook een aantal andere korstmossen afgenomen tussen 2019 en 2025. Er is een sterke afname van een aantal bladvormige soorten, zoals Gewoon schildmos (*Parmelia sulcata*) en Verstopschildmos (*Melanelixia subaurifera*). Ook enkele stikstofminnende soorten zijn tussen 2018 en 2025 verder afgenomen, in het bijzonder Heksenvingermos (*Physcia tenella*) en Rond schaduwmos (*Phaeophyscia orbicularis*). Daartegenover staat dat enkele andere stikstofminnende soorten, die doorgaans meer droogtetolerant zijn, juist verder zijn toegenomen, waaronder Fijne geelkorst (*Candelariella xanthostigma*).

Veel soorten korstmossen zijn tussen 2019 en 2025 juist verder toegenomen. De sterkste stijgers zijn Klein boomzonnetje (*Athallia cerinella*; van 8,1% van de meetpunten in 2019 naar 51,1% in 2025), Rommelig olievlekje (*Porina byssophila*; van 13,9% naar 48,4%), Boomglimschoteltje (*Lecania cyrtella*; van 25,6% naar 58,3%) en Iepenkraterkorst (*Coppinsiella ulcerosa*; van 2,2% naar 34,1%). Klein boomzonnetje, Boomglimschoteltje en Iepenkraterkorst zijn korstmossen die gladde stukken schors koloniseren, vaak als pionier. Rommelig olievlekje profiteert van klimaatverandering en groeit vooral op boomvoeten van oudere populieren.

Ten opzichte van de meetronde 2019 zijn er 41 soorten korstmossen nieuw gevonden. Hiervan zijn vier soorten uitsluitend aangetroffen op meetpunten die in 2025 nieuw zijn uitgezet. De andere 37 nieuw aangetroffen soorten groeien op meetpunten die ook in 2019 bezocht zijn, en hebben zich sinds die tijd dus nieuw gevestigd. Deze nieuw aangetroffen soorten behoren tot allerlei ecologische groepen.

Enkele nieuwe soorten zijn stikstof- en warmteminnend, zoals Lobjesvingermos (*Physcia tribacia*) en Oranje wimpermos (*Teloschistes chrysophthalmos*). Sommige nieuwkomers zijn soorten die met rode algen (*Trentepohlia*) samenleven en door klimaatverandering sterk toenemen (Aptroot & van Herk, 2007), zoals Kalkspikkel (*Dichoporis taylorii*), Witkring (*Sporodophoron cretaceum*) en Beukenvlekje (*Arthonia didyma*). Twee soorten schorssteeltjes, namelijk Geel schorssteeltje (*Chaenotheca chrysocephala*) en Kort schorssteeltje (*Chaenotheca hispidula*), zijn sinds 2019 ook nieuw verschenen.

Zes soorten korstmossen werden voor het eerst in de provincie Zeeland vastgesteld (Tabel 3.1), waarvan één soort ook voor het eerst in Nederland werd aangetroffen. Op een meetpunt met zomereiken in oud duinbos bij Oostkapelle werd *Reichlingia anombrophila* nieuw voor Nederland gevonden. Op hetzelfde meetpunt werd Parasietkopspijkertje (*Cyphelium sessile*) gevonden, een soort die voor het laatst in 1981 op dezelfde locatie was gezien, en ook Geel schorssteeltje (Chaenotheca chrysocephala) nieuw voor Zeeland. Verder werden op populieren op andere plekken in de provincie *Catillaria flexuosa*, Glimmend schaduwmos (*Hyperphycsia lucida*), Licht muggenstrontjesmos (*Piccolia ochrophora*) en Dragonderdooiermos (*Xanthomendoza fallax*) nieuw voor de provincie Zeeland gevonden (Tabel 3.1). Glimmend schaduwmos is pas recent nieuw voor de wetenschap uit Nederland beschreven (van der Pluijm, 2020), en sindsdien sterk toegenomen.

Tabel 3.1 Landelijk zeer zeldzame en Rode Lijst soorten korstmossen die in de meetronde 2025 in de provincie Zeeland zijn aangetroffen. RL = Rode Lijst status (GE = Gevoelig, KW = Kwetsbaar, BE = Bedreigd, EB = Ernstig Bedreigd, VN = Verdwenen), Zeldzaamheid = Landelijk voorkomen (a = algemeen, z = schaars, zz = zeldzaam, zzz = zeer zeldzaam). Meetpunten is het aantal meetpunten waar de soort in de meetronde 2025 is aangetroffen (uit totaal 283 meetpunten). Behalve de soorten in de tabel, werd ook Geel schorssteeltje (Chaenotheca chrysocephala, geen Rode lijst status, landelijk zeldzaam) nieuw in Zeeland gevonden.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	RL	Zeldzaamheid	n	Opmerking
Bacidia arceutina	Bleke knoopjeskorst	KW	zz	2	
Bacidia laurocerasi	Purperknoopjeskorst	KW	zzz	7	
Caloplaca cerina	Oranje boomzonnetje	GE	zzz	6	
Catillaria flexuosa		GE	zzz	3	Nieuw in Zeeland
Cyphelium sessile	Parasietkopspijkertje		zzz	1	Laatste vondst in 1981
Diplotomma pharcidium	Boomcementkorst	BE	zz	5	
Hyperphyscia lucida	Glimmend schaduwmos		zzz	2	Nieuw in Zeeland
Hypogymnia physodes	Gewoon schorsmos	GE	a	1	
Lepra amara	Ananaskorst	KW	z	1	
Melanohalea exasperata	Papilleus schildmos	GE	zzz	1	
Micarea subviridescens	Grauw oogje	GE	zzz	1	
Normandina chlorococca	Parasietkorst	GE	zzz	1	
Parmotrema reticulatum	Netschildmos	GE	zzz	1	
Piccolia ochrophora	Licht muggenstrontjesmos	GE	zzz	6	Nieuw in Zeeland
Ramalina fraxinea	Groot takmos	BE	zz	1	
Ramalina lacera	Waaiertakmos	BE	zz	2	
Reichlingia anombrophila			zzz	1	Nieuw in Nederland
Rinodina efflorescens	Bleke peperkorst	GE	zzz	1	
Sporodophoron cretaceum	Witkring	GE	zzz	5	
Swinscowia jamesii	Boomspikkel	GE	zzz	1	
Thelenella modesta	Vals speldenkussentje	VN	zzz	17	
Xanthomendoza fallax	Dragonderdooiermos	GE	zzz	1	Nieuw in Zeeland

Van de aangetroffen soorten korstmossen staan er 19 op de Rode Lijst (Sparrius et al., 2023), 12 als Gevoelig, 3 als Kwetsbaar, 3 als Bedreigd en 1 als Verdwenen (Tabel 3.1). Vals speldenkussentje (*Thelenella modesta*) staat als Verdwenen op de Rode Lijst, maar is in de afgelopen jaren weer op meerdere plekken in Nederland gevonden.

Wanneer alleen gekeken wordt naar de 223 herhaalde meetpunten, dan is het totaal aantal Rode Lijst soorten toegenomen van 9 soorten in 2019 naar 18 soorten in 2025 (één Rode Lijst soort is dus alleen aangetroffen op nieuw uitgezette meetpunten). Ook het aantal Rode Lijst soorten (uitgaande van de huidige Rode Lijst) dat gemiddeld op een meetpunt voorkomt is toegenomen, van gemiddeld 0,07 Rode Lijst soorten in 2019 naar 0,22 in 2025. Dit komt voor een groot deel door het grote aantal nieuwe vindplaatsen van Vals speldenkussentje (*Thelenella modesta*) en Purperknoopjeskorst (*Bacidia laurocerasi*).



Het Oranje boomzonnetje (*Caloplaca cerina*) is in Nederland zeer zeldzaam. Het vaakst wordt de soort gevonden op populierenstammen in Zeeland. Meestal gaat het maar om één of enkele exemplaren.



Parasietkopspijkertje (*Cyphelium sessile*; links) en *Reichlingia anombrophila* (rechts) werden op eiken aangetroffen op een meetpunt in de duinen bij Oostkapelle.

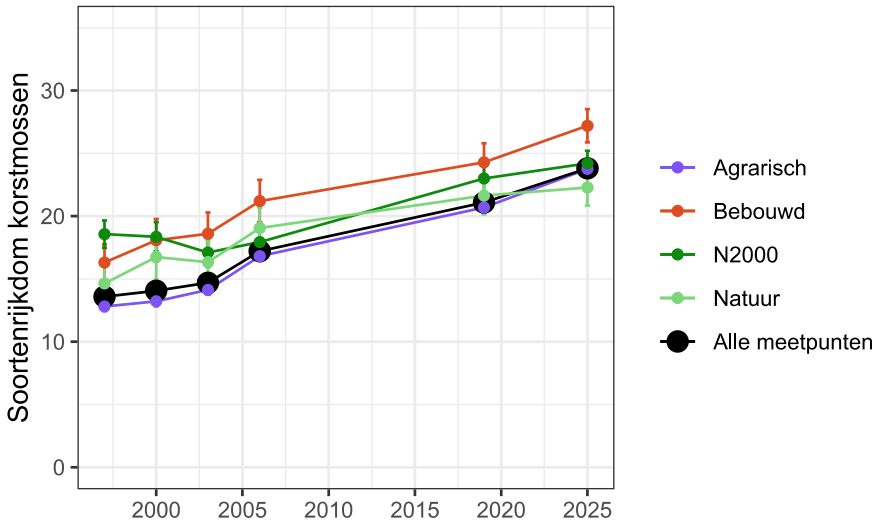


Het Dragonderdooiermos (*Xanthomendoza fallax*) is een opvallend korstmos dat door klimaatverandering toeneemt. De soort komt vooral in het zuidoosten van Nederland voor, maar werd in 2025 ook voor het eerst in Zeeland gevonden.

3.1.2 Soortenrijkdom korstmossen per meetpunt

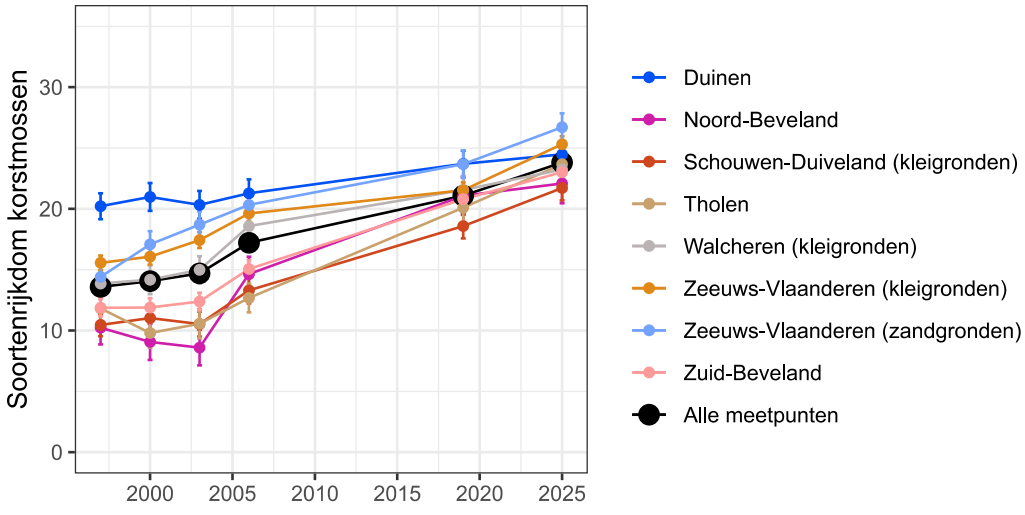
De gemiddelde soortenrijkdom per meetpunt is in Zeeland sinds de start van het meetnet in 1997 sterk toegenomen (Figuur 3.1), van 13,6 soorten per meetpunt in 1997, 17,2 soorten in 2006, 21,1 soorten in 2019 en 23,8 soorten in 2025. De soortenrijkdom is dus ook na de vorige meetronde in 2019 nog verder toegenomen, op een iets hogere snelheid als in de periode 2006 tot 2019 (+0,45 soorten per jaar tussen 2019 en 2025, in vergelijking met +0,30 soorten per jaar tussen 2006 en 2019). De soortenrijkdom op een meetpunt wordt beïnvloed door verschillende factoren, waaronder de SO_2 concentratie, NH_3 concentratie, microklimaat (belichting en beschutting) en klimaat. De afname van de SO_2 concentratie heeft ervoor gezorgd dat veel korstmossen vanaf de jaren ’90 weer konden toenemen. De toename sinds de jaren ‘90 in Zeeland kan voor een groot deel ook worden toegeschreven aan de toename van zuidelijke en Atlantische soorten korstmossen door klimaatverandering (van Herk, 2004b; 2009).

De veranderingen in soortenrijkdom zijn in grote lijnen vergelijkbaar tussen **gebiedstypen**. Er is sprake van een toename in soortenrijkdom in zowel Natura 2000-gebieden, agrarische gebieden en bebouwde gebieden (Figuur 3.1). Al sinds 2003 is de soortenrijkdom het grootst in de bebouwde kom. Waarschijnlijk komt dit voor een deel doordat bomen hier goed belicht zijn, maar tegelijkertijd beschut en daardoor na een regenbui niet meteen droogwaaien. Ook is het er wat warmer dan in agrarische en natuurgebieden. Vooral macrolichenen (struik- en bladvormige korstmossen) gedijen goed in een goed belicht en enigszins vochtig milieu, en zijn in het buitengebied minder vertegenwoordigd, mogelijk omdat bomen daar sneller droog waaien. Op meetpunten in overige natuurgebieden is de soortenrijkdom lager in vergelijking met de andere gebiedstypen.



Figuur 3.1 Gemiddelde soortenrijkdom korstmossen per meetpunt in verschillende gebiedstypen in Zeeland in de periode 1997-2025.

De soortenrijkdom laat tussen 2019 en 2025 in alle **regio's** een toename zien (Figuur 3.2, Figuur 3.3 en Figuur 3.4). In de regio Zeeuws-Vlaanderen (zandgronden) is de soortenrijkdom nu het hoogst. De verschillen tussen regio's zijn relatief klein. De soortenrijkdom was in het begin van het meetnet het hoogst in de duinen. Dit kwam omdat in de duingebieden de invloed van SO_2 relatief beperkt was in vergelijking met de rest van de provincie. Doordat veel soorten korstmossen zich sinds die tijd weer hebben hersteld in de rest van de provincie, is de soortenrijkdom in de duinen nu niet hoger meer dan in de andere regio's.



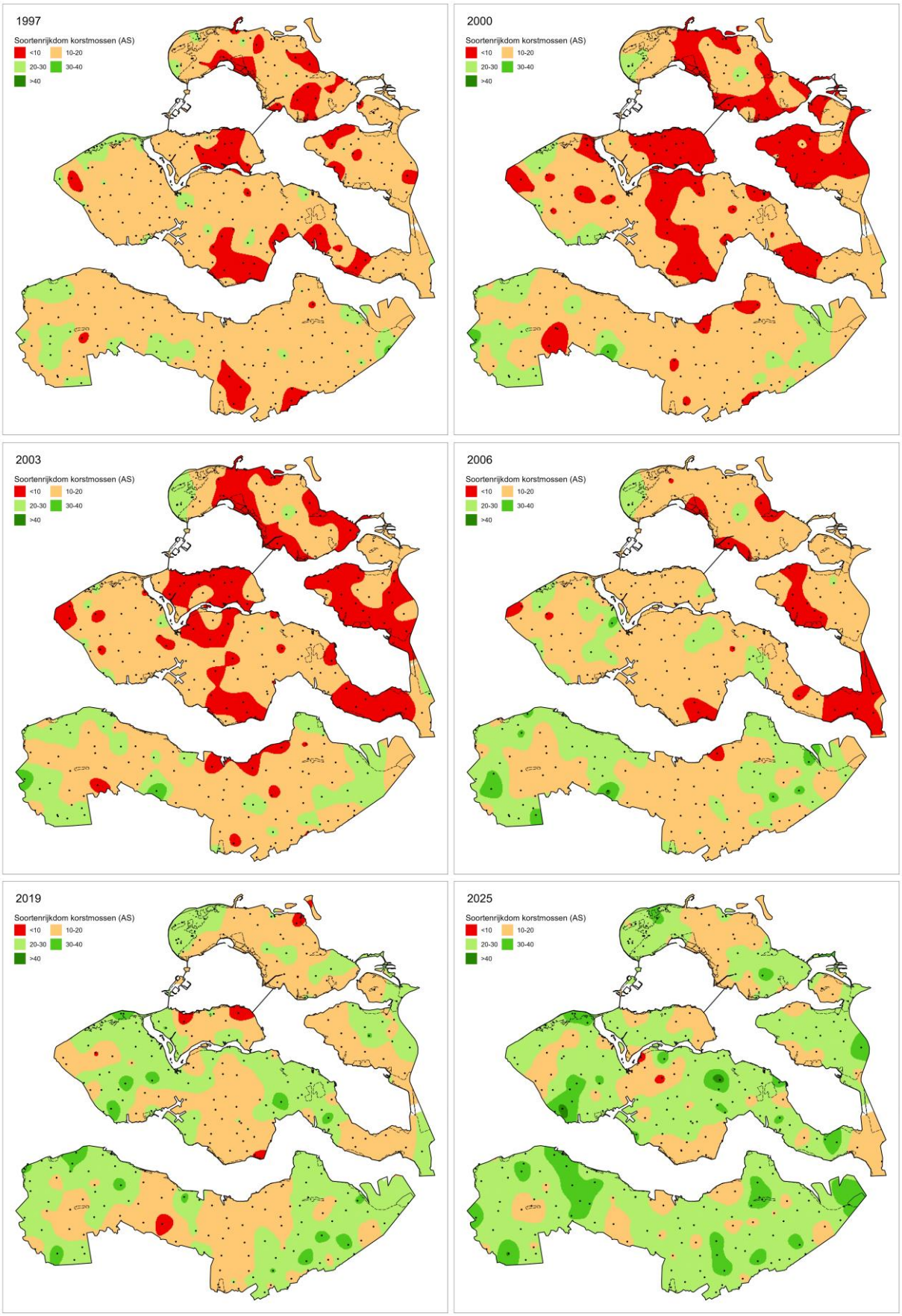
Figuur 3.2 Gemiddelde soortenrijkdom korstmossen per meetpunt per regio in Zeeland in de periode 1997-2025.



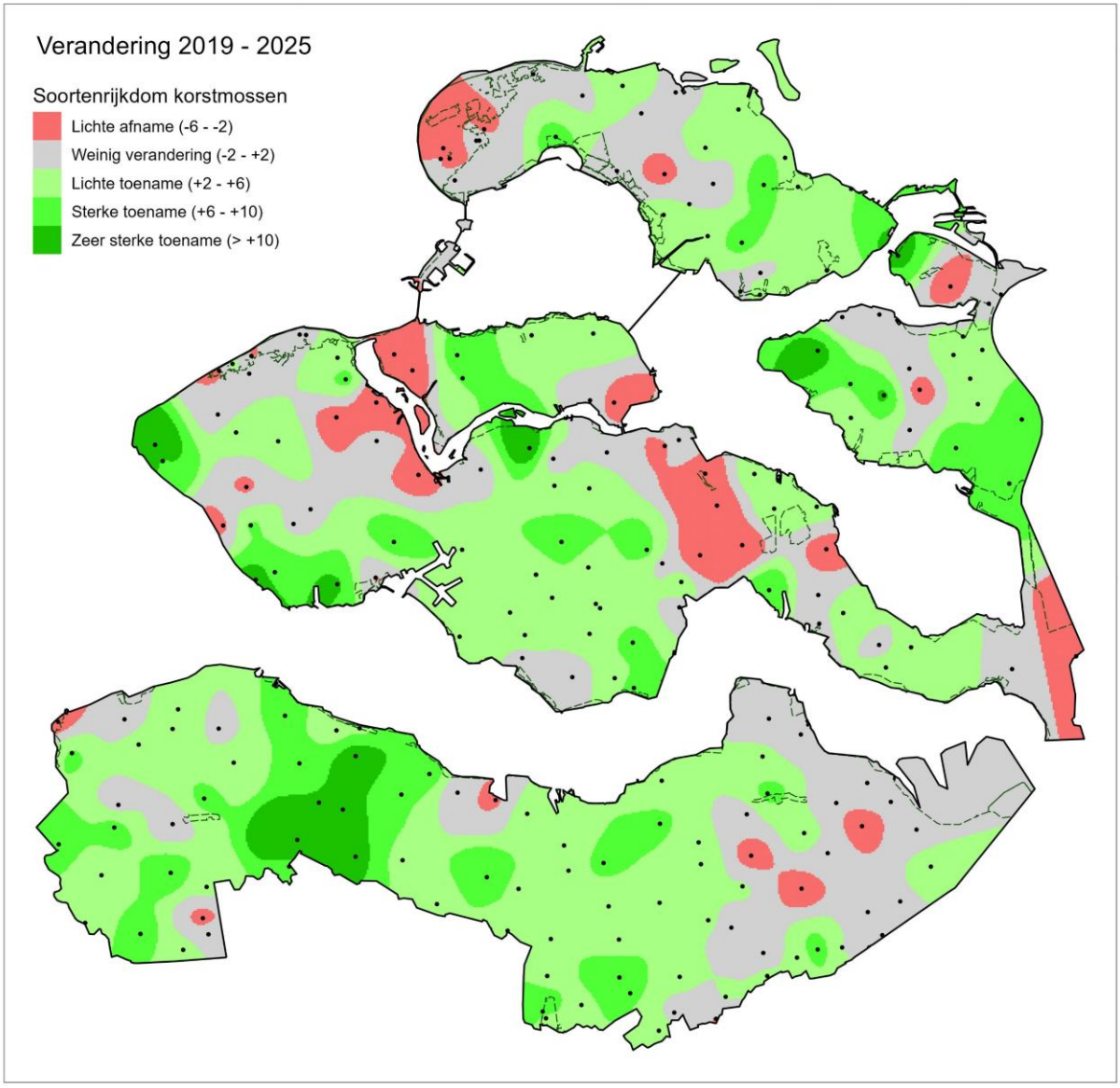
De Iepenkraterkorst (*Coppinsiella ulcerosa*) was tot voor kort een zeer zeldzame soort, maar heeft zich in Zeeland spectaculair uitgebreid. Ondertussen komt de soort in Nederland veel vaker voor op populieren dan op iepen.



De Boomcementkorst (*Diplotomma pharcidium*) groeit vooral op dunnere takken, maar soms ook op gladde schorsplaten van populieren.



Figuur 3.3 Het aantal soorten korstmossen per meetpunt (AS) in 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 en 2025 in Zeeland. Zwarte stippen geven de locaties van meetpunten aan waarop interpolatie is gebaseerd. Zwarte stippellijnen geven de grenzen van Natura 2000-gebieden weer.



Figuur 3.4 Ruimtelijke verandering van het aantal soorten korstmossen per meetpunt in Zeeland tussen 2019 en 2025, op basis van meetpunten die in zowel 2019 als 2025 zijn onderzocht. Zwarte stippen geven de locaties van meetpunten aan waarop interpolatie is gebaseerd.

3.2 Soortenrijkdom mossen

3.2.1 Soortensamenstelling

In totaal zijn er op de 283 meetpunten die in 2025 zijn onderzocht 44 soorten mossen aangetroffen (Bijlagen B en E). In het algemeen zijn mossen op de meeste meetpunten schaars, meestal beperkt tot slaapmossen die op de boomvoet groeien. Er zijn sinds 2019 geen grote veranderingen opgetreden in de mosbegroeiing. Zes soorten mossen zijn sinds de meetronde 2019 verdwenen, waaronder Gewoon draadmos (*Cephaloziella divaricata*) en Heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*). De soorten die verdwenen zijn kwamen maar op enkele meetpunten voor. Fijn laddermos (Kindbergia praelonga) is van de mossoorten sinds 2019 het sterkst afgenomen, van 19,7% van de meetpunten in 2019 naar 12,6% van de meetpunten in 2025.

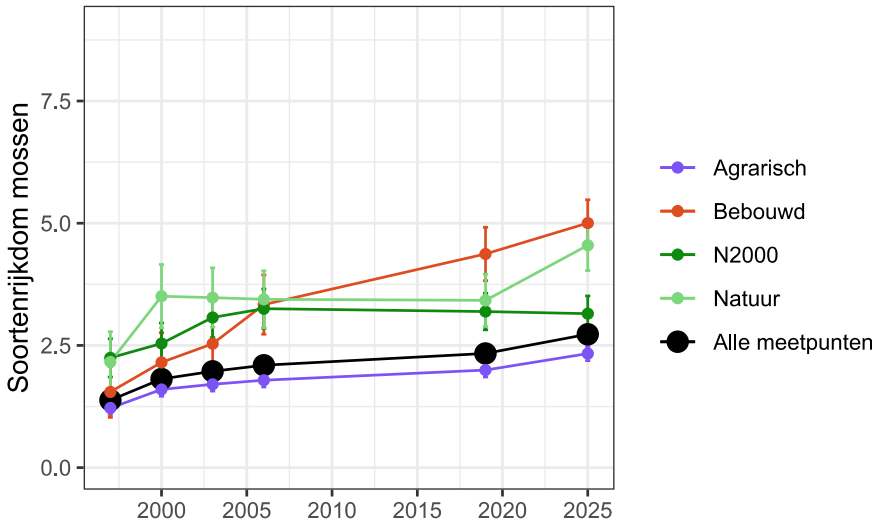
Veel soorten mossen zijn iets toegenomen, en er zijn 21 soorten nieuw verschenen ten opzichte van de meetronde 2019. De soorten die het sterkst zijn toegenomen zijn Boomsnavelmos (*Rhynchostegium confertum*), Gedraaid knikmos (*Bryum capillare*), Grijze haarmuts (*Orthotrichum diaphanum*) en Gewoon dikkopmos (*Brachythecium rutabulum*). Soorten die in nieuw in het meetnet werden aangetroffen betreffen vooral mossen die basische schors prefereren, zoals Gewoon zijdemos (Homalothecium sericeum), Slanke haarmuts (Orthotrichum tenellum) en Boomsterretje (Syntrichia laevipila)

Er komen in het meetnet van Zeeland geen soorten mossen voor die op de Rode Lijst staan (Siebel et al., 2013).

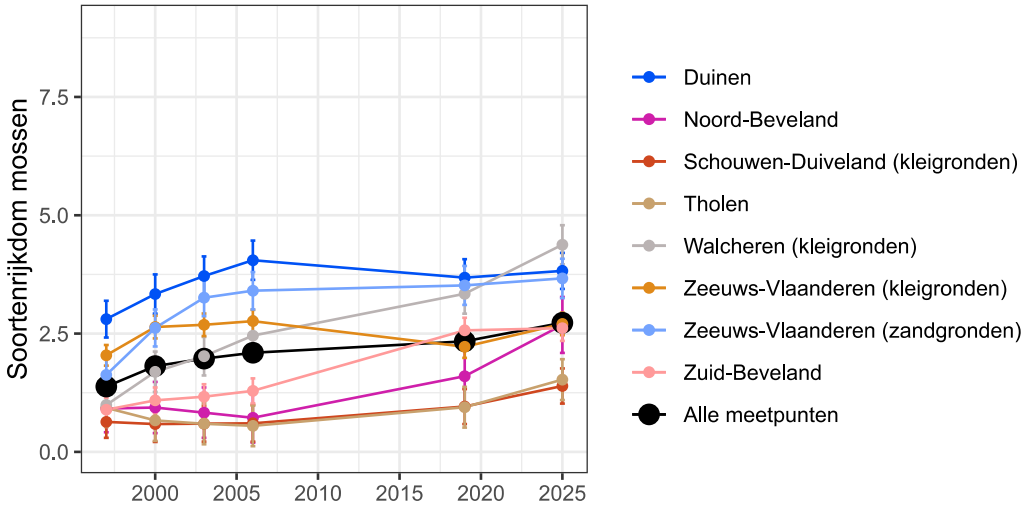
3.2.2 Soortenrijkdom mossen per meetpunt

Het aantal soorten mossen per meetpunt is sinds de start van het meetnet in 1997 toegenomen, van 1,4 soorten per meetpunt in 1997, 2,1 soorten in 2006, 2,3 soorten in 2019 en 2,7 soorten in 2025 (Figuur 3.5). De toename in de soortenrijkdom mossen sinds 2019 komt door het verder uitbreiden van enkele algemene soorten die voedselrijkere schors prefereren, zoals Boomsnavelmos (*Rhynchostegium confertum*) en Gewoon dikkopmos (*Brachythecium rutabulum*)

Er zijn wel verschillen tussen **gebiedstypen** in hoe sterk het aantal soorten mossen is toegenomen. In Natura 2000-gebieden is de soortenrijkdom mossen sinds 2006 stabiel gebleven, terwijl het aantal soorten mossen in agrarische, bebouwde en overige natuurgebieden sinds dit tijd juist is toegenomen (Figuur 3.5). Daarnaast was de soortenrijkdom mossen tot 2006 het hoogst in natuurgebieden, maar tegenwoordig is de soortenrijkdom mossen het hoogst in bebouwde gebieden. De toename van mossen die in een voedselrijk en basisch milieu voorkomen gaat sneller in bebouwde gebieden, mogelijk doordat bomen hier beschutter staan en na regenval langer vochtig blijven. Ook groeien er in de bebouwde kom vaak meer soorten mossen op stoffige boomvoeten.

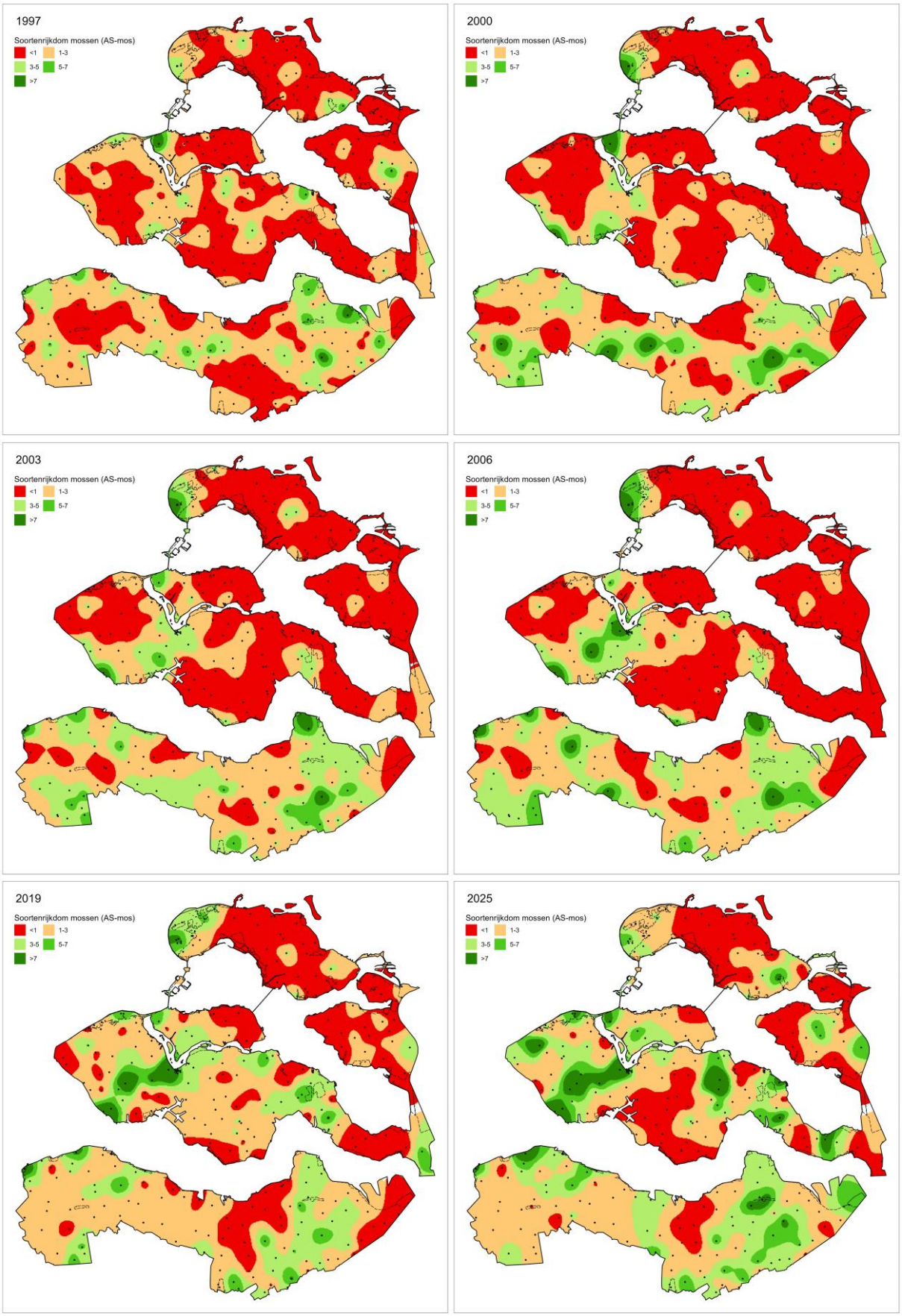


Figuur 3.5 Gemiddelde soortenrijkdom mossen per meetpunt in verschillende gebiedstypen in Zeeland in de periode 1997-2025.



Figuur 3.6 Gemiddelde soortenrijkdom mossen per meetpunt per regio in Zeeland in de periode 1997-2025.

De snelheid waarmee de soortenrijkdom mossen tussen 2019 en 2025 is toegenomen verschilt tussen de acht **regio's** (Figuur 3.6 en Figuur 3.7). In de regio's duinen, zandgronden van Zeeuws-Vlaanderen en Zuid-Beveland is de soortenrijkdom mossen sinds 2019 nauwelijks veranderd. In de regio's Walcheren en Noord-Beveland is de soortenrijkdom mossen tussen 2019 en 2025 juist het sterkst toegenomen.



Figuur 3.7 Het aantal soorten mossen per meetpunt (AS_{mos}) in 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 en 2025 in Zeeland. Zwarte stippen geven de locaties van meetpunten aan waarop interpolatie is gebaseerd. Zwarte stippellijnen geven de grenzen van Natura 2000-gebieden weer.

3.3 Stikstofminnende korstmossen (NIW)

De indicatiewaarde voor stikstofminnende korstmossen (ook wel nitrofyten genoemd), de NIW, is gemiddeld in Zeeland sinds de start van het meetnet in 1997 weinig veranderd, fluctuerend van een minimum van 2,3 in 1997 tot een maximum van 2,6 in 2019. Tussen 2019 en 2025 is de NIW gemiddeld iets afgenomen, van 2,62 in 2019 naar 2,46 in 2025. Dit duidt er op dat de ammoniakconcentraties in de lucht sinds 2019 iets zijn afgenomen.

Ondanks dat de NIW weinig is veranderd, zijn er wel verschillen in de trends van individuele stikstofminnende soorten. Sommige soorten zijn sinds 2019 toegenomen, zoals Fijne geelkorst (*Candelariella xanthostigma*). Tegelijkertijd zijn Heksenvingermos (*Physcia tenella*) en Klein dooiermos (*Polycauliona polycarpa*) afgenomen. De tegengestelde trends van stikstofminnende korstmossen kunnen worden verklaard doordat veel soorten behalve op ammoniak ook reageren op klimaatverandering. Hier is bij het samenstellen van de NIW in 1989 al rekening mee gehouden, en soorten die door klimaatverandering toe- en afnemen zijn met elkaar in balans, waardoor de NIW een goede graadmeter is voor veranderingen in de ammoniakbelasting (zie uitgebreidere discussie in 4.2).



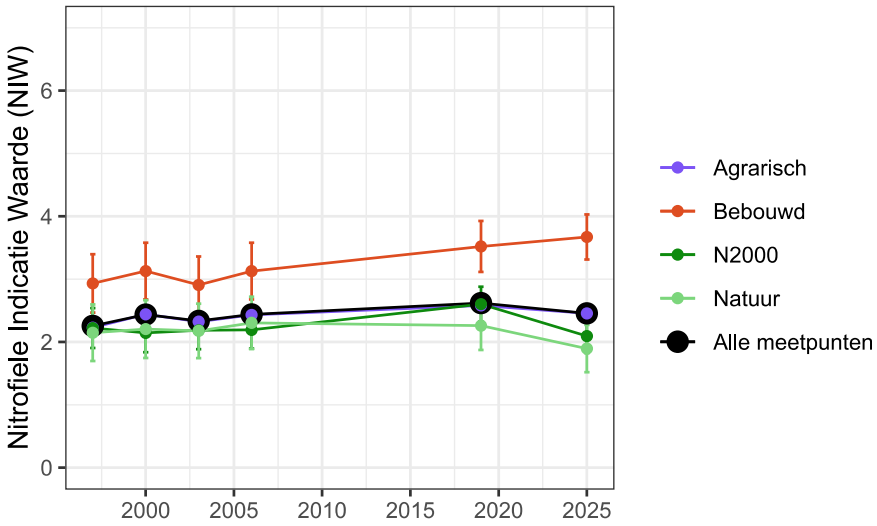
Een populierenstam die vrijwel geheel begroeid is met het stikstofminnende korstmos Groot dooiermos (*Xanthoria parietina*).

3.3.1 Veranderingen in gebiedstypen

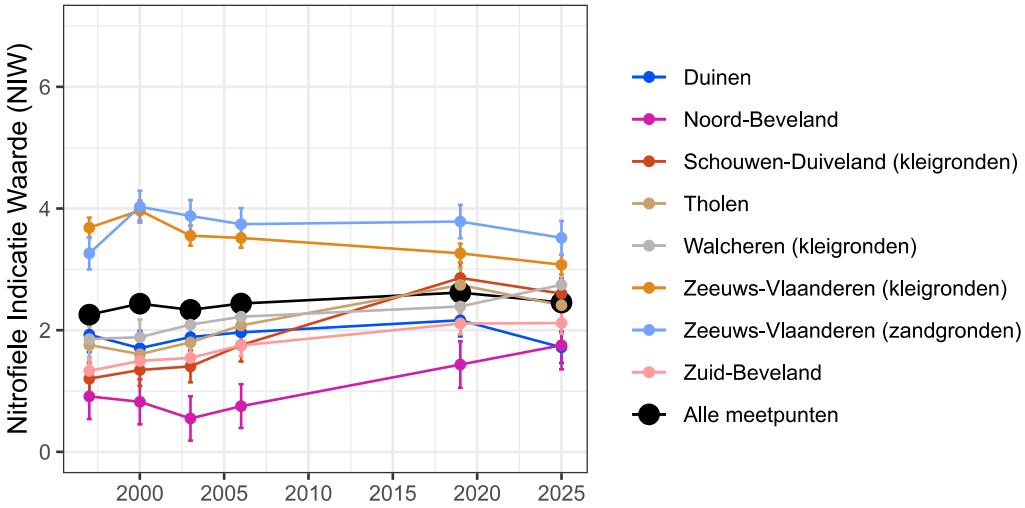
De mate waarin de NIW in de periode 2019-2025 is veranderd verschilt tussen **gebiedstypen** (Figuur 3.8). In agrarische, Natura 2000 en overige natuurgebieden is de NIW sinds 2019 iets afgenomen. Voor agrarische en Natura 2000-gebieden is dit een breuk met de trend tussen 2006 en 2019, een periode waarin de NIW in deze gebiedstypes juist iets toenam. In bebouwde gebieden volgt de toename tussen 2019 en 2025 op een eerdere toename in de periode 2003-2019.

3.3.2 Ruimtelijke veranderingen

Er zijn verschillen in de NIW tussen **regio's** in de meetronde 2025 (Figuur 3.9 en 3.10). De NIW is relatief laag in de duinen en op Noord-Beveland (Figuur 3.9). De NIW is juist relatief hoog in Zeeuws-Vlaanderen, zowel op de kleigronden als op de zandgronden.



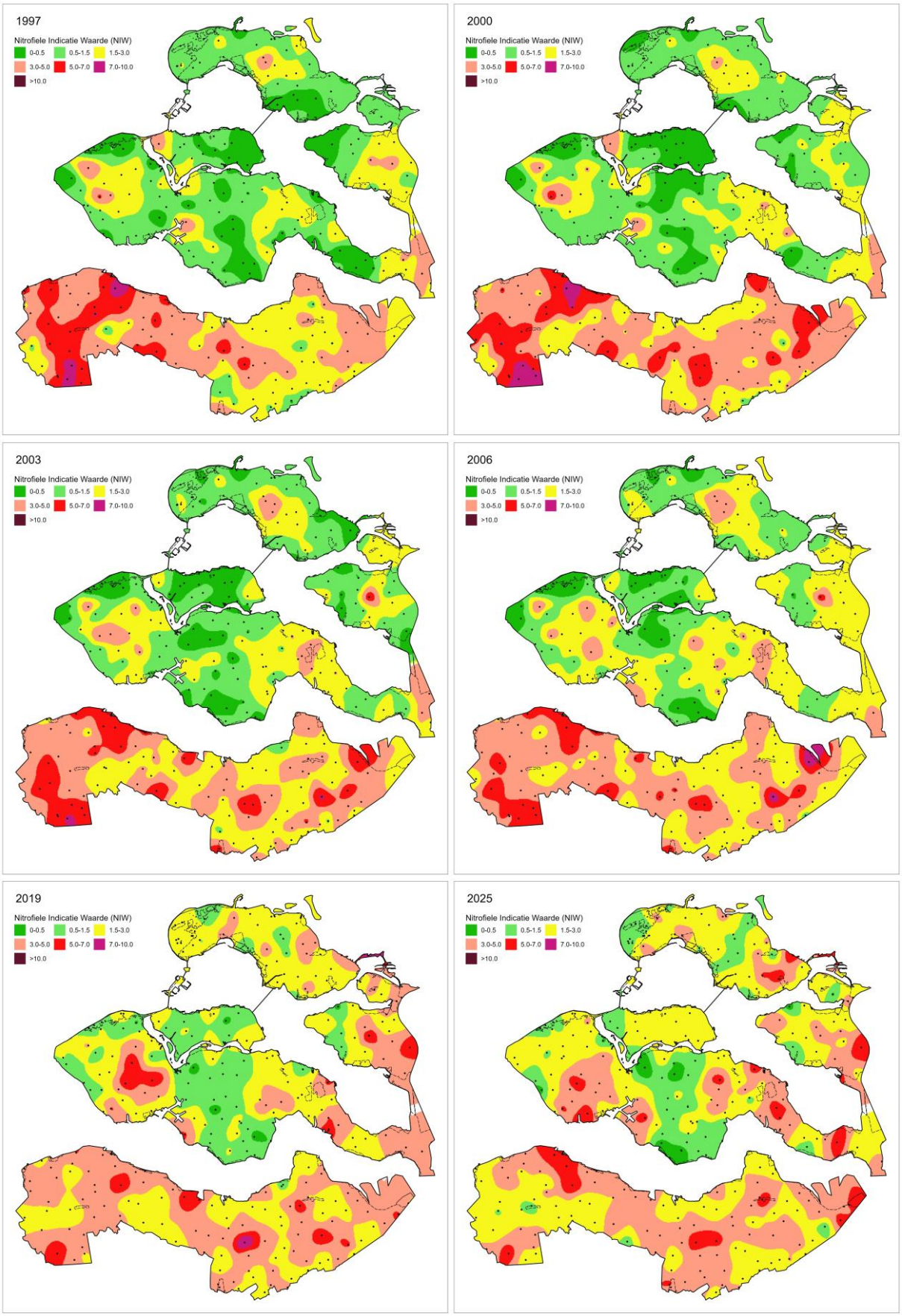
Figuur 3.8 Veranderingen in de Nitrofiele Indicatie Waarde (NIW, niet gecorrigeerd voor boomsoort) in verschillende gebiedstypes in Zeeland in de periode 1997-2025.



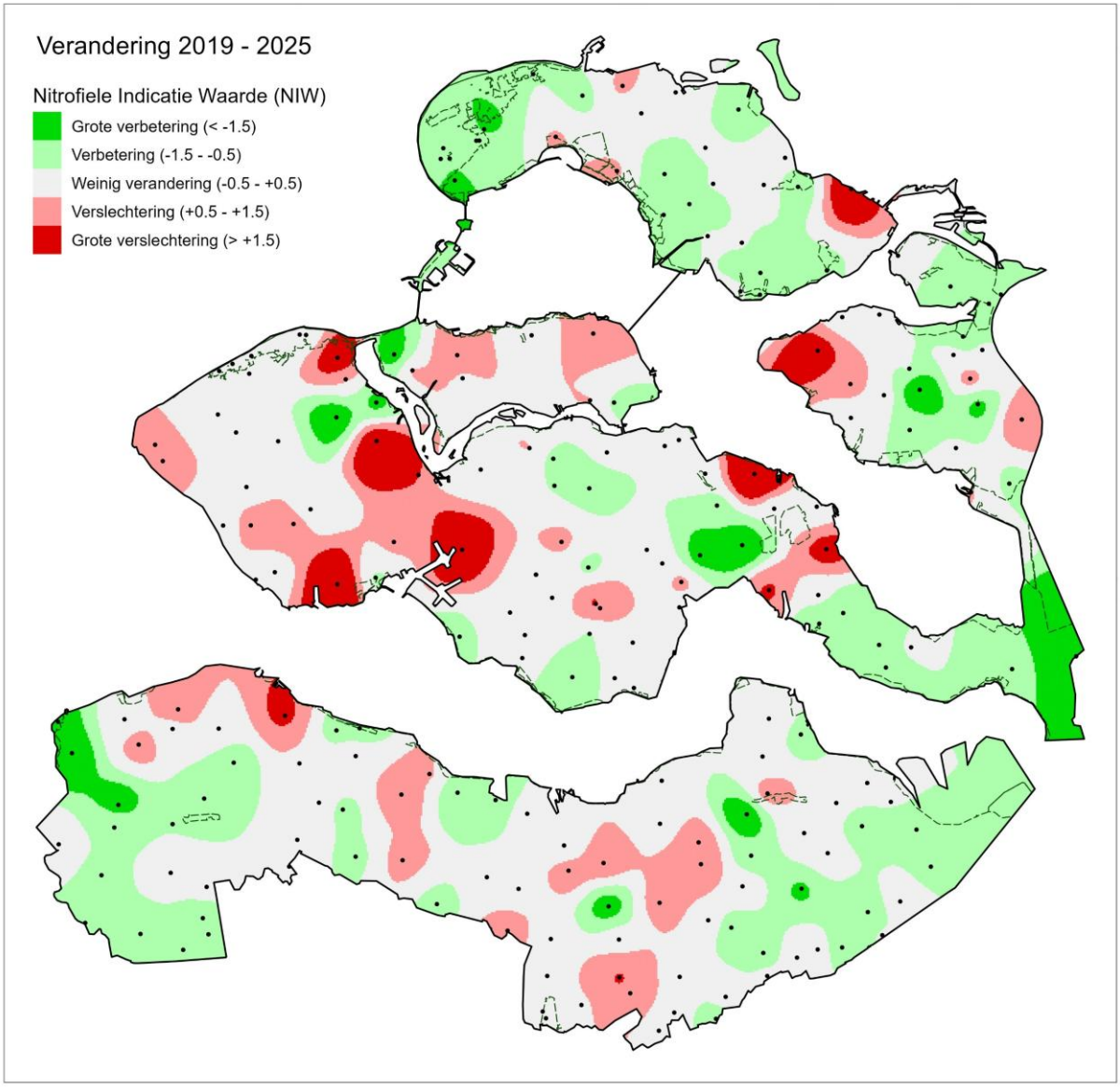
Figuur 3.9 Veranderingen in de Nitrofiele Indicatie Waarde (NIW, niet gecorrigeerd voor boomsoort) per regio in Zeeland in de periode 1997-2025.

Er zijn ook verschillen tussen regio's hoe de NIW tussen 2019 en 2025 is veranderd (Figuur 3.9, Figuur 3.10 en Figuur 3.11). Gemiddeld genomen is de NIW sinds 2019 in vijf regio's afgenomen, namelijk in de duinen (NIW -0,45), zandgronden van Zeeuws-Vlaanderen (-0,27), op Tholen (-0,33), Schouwen-Duiveland (-0,26) en op de kleigronden van Zeeuws Vlaanderen (-0,19) (Figuur 3.9). Op Zuid-Beveland is de NIW sinds 2019 vrijwel onveranderd gebleven (+0,01). Op Noord-Beveland (+0,32) en op Walcheren (+0,36) is de NIW tussen 2019 en 2025 juist toegenomen. De verschillen tussen de regio's zijn door de tijd heen kleiner geworden. Op Schouwen-Duiveland en Noord-Beveland was de NIW rond 2000 laag, maar is de NIW door de tijd heen toegenomen. Daartegenover staat dat in Zeeuws-Vlaanderen de NIW rond 2000 juist relatief hoog was, maar door de tijd heen is afgenomen.

Op lokale schaal is de NIW tussen 2019 en 2025 afgenomen in het uiterste westen en het uiterste oosten van Zeeuws-Vlaanderen en het westen van Schouwen-Duiveland (Figuur 3.11). De NIW is juist toegenomen in een lokale regio tussen Veere en de haven van Vlissingen (Figuur 3.11).



Figuur 3.10 De indicatiewaarde voor stikstofminnende korstmossen (NIW, niet gecorrigeerd voor boomsoort) in 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 en 2025 in Zeeland. Zwarte stippen tonen meetpunten waarop interpolatie is gebaseerd. Zwarte stippellijnen geven grenzen aan van Natura 2000-gebieden.

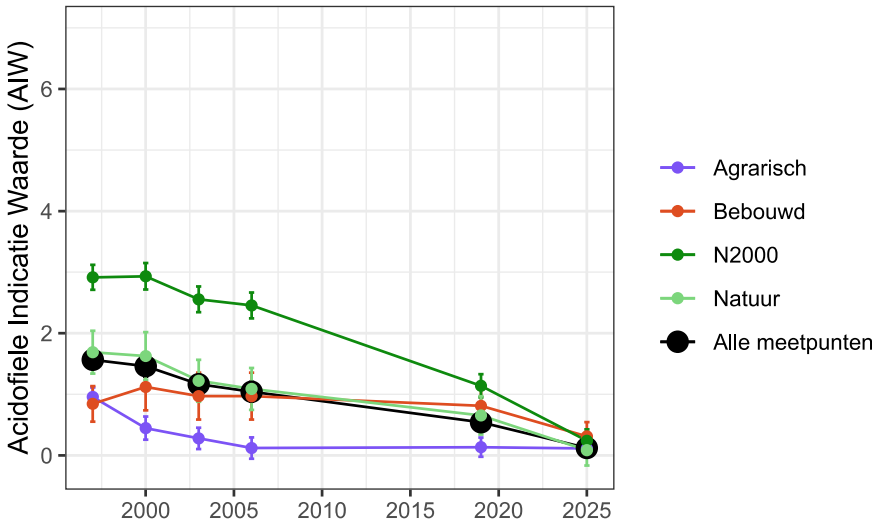


Figuur 3.11 Ruimtelijke verandering van de indicatiewaarde voor stikstofminnende korstmossen (NIW, niet gecorrigeerd voor boomsoort) per meetpunt in Zeeland tussen 2019 en 2025, op basis van meetpunten die in zowel 2019 als 2025 zijn onderzocht. Zwarte stippen geven de locaties van meetpunten aan waarop interpolatie is gebaseerd. Een rode kleur duidt op een toegenomen invloed van ammoniak. Een groene kleur duidt op een afgenomen invloed van ammoniak.

3.4 Stikstofgevoelige korstmossen (AIW)

3.4.1 Veranderingen per gebiedstype

De indicatiewaarde voor zuurminnende stikstofgevoelige korstmossen (ook wel acidofyten genoemd), de AIW, wordt in Zeeland alleen berekend voor meetpunten met zomereiken (zie 2.5.2). De AIW is sinds de start van het meetnet in 1997 sterk afgenomen, van 1,6 in meetronde 1997, 1,0 in 2006, 0,5 in 2019 en 0,1 in 2025 (Figuur 3.12). Vrijwel alle stikstofgevoelige gaan achteruit (Bijlage A), en er is tussen 2019 en 2025 vooral een verdere afname geweest van Eikenmos (*Evernia prunastri*), en Gewone poederkorst (*Lepraria incana*). De blijvende achteruitgang van stikstofgevoelige soorten (ondanks stabiele ammoniakconcentraties) wordt veroorzaakt door de langdurige inwerking van ammoniak op de boomschors, en doordat de huidige ammoniakconcentraties nog boven waarden liggen waaronder herstel kan optreden. Om deze redenen zijn de trends van de AIW geen spiegelbeeld van de trends van de NIW (zie ook 4.3).

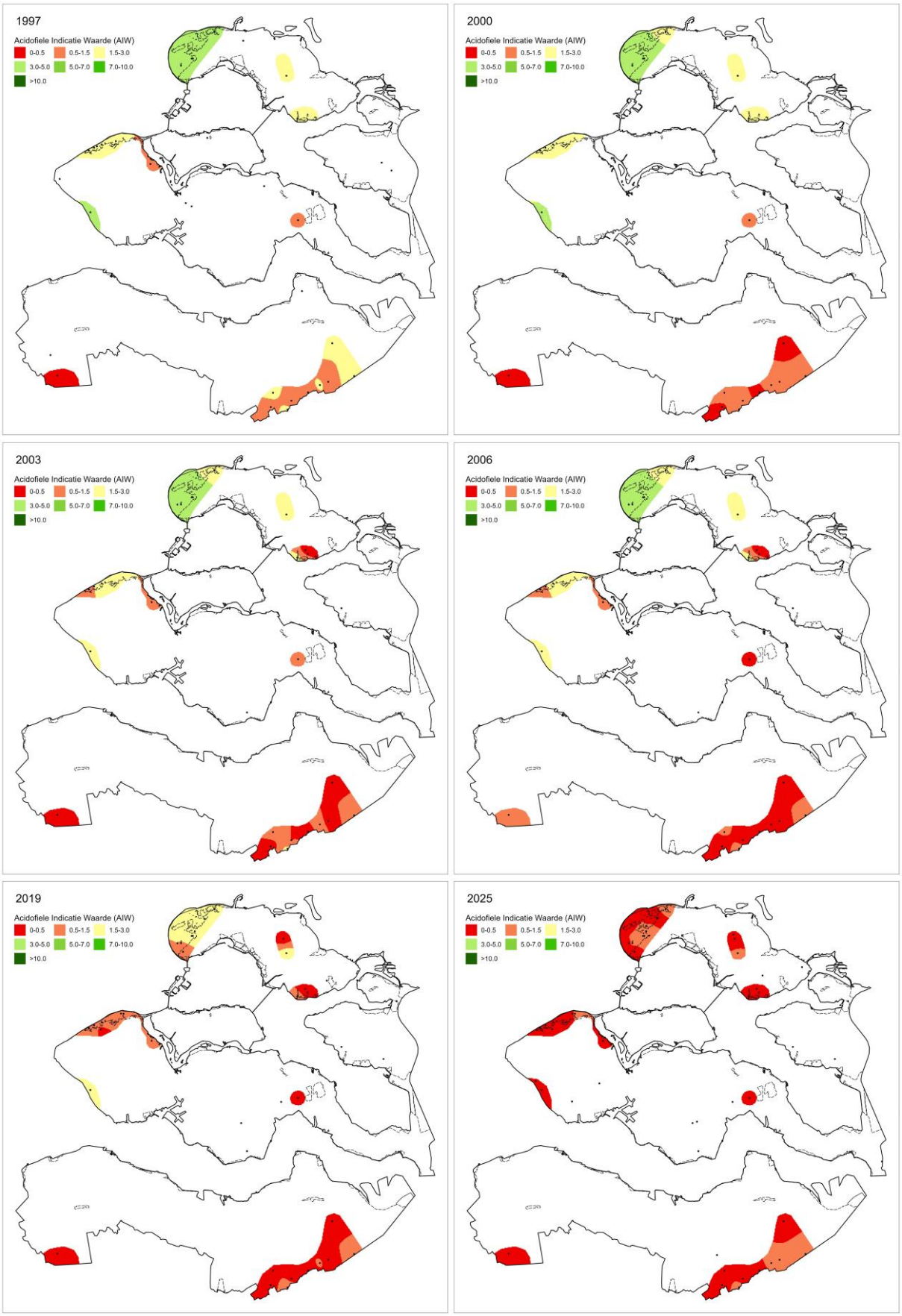


Figuur 3.12 Veranderingen in het aantal zuurminnende stikstofgevoelige korstmossen (AIW) in verschillende gebiedstypes in Zeeland. De AIW is uitsluitend gebaseerd op meetpunten met zomereiken.

De AIW is sinds 2019 in alle **gebiedstypen** afgenomen (Figuur 3.12), behalve in agrarische gebieden waar sinds 2006 al praktisch geen stikstofgevoelige soorten korstmossen meer voorkomen. Er is vooral een sterke afname van zuurminnende stikstofgevoelige korstmossen geweest in natuurgebieden, zodanig dat nu ook daar vrijwel geen stikstofgevoelige korstmossen meer voorkomen. De AIW is nu overal zo laag dat een verder achteruitgang niet meer mogelijk is.

3.4.2 Ruimtelijke veranderingen

De afname van stikstofgevoelige korstmossen heeft tussen 2019 en 2025 vooral plaatsgevonden in de duinen van Schouwen-Duiveland en Walcheren (Figuur 3.13). Dit waren ook de enige regio's waar stikstofgevoelige soorten nog in enige hoeveelheden voorkwamen (Figuur 3.13). In de overige regio's was de AIW in 2019 al zo laag dat deze ook niet of nauwelijks meer verder kon dalen. Er zijn geen gebieden meer met een AIW boven 1,5. Bovendien zijn er geen gebieden, ook niet lokaal, waar de AIW sinds 2019 duidelijk is toegenomen (Figuur 3.13).



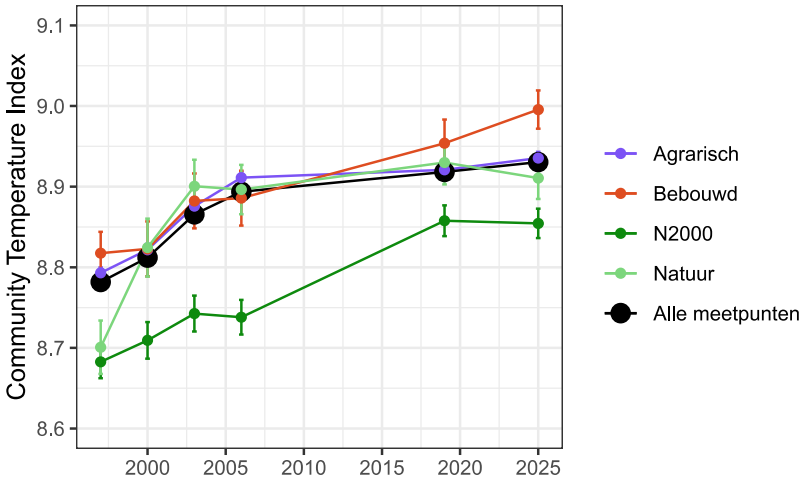
Figuur 3.13 De indicatiewaarde voor stikstofgevoelige korstmossen (AIW) in 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 en 2025. Zwarte stippen (alleen meetpunten met eiken) geven de locaties van meetpunten aan waarop interpolatie is gebaseerd. Zwarte stippellijnen geven de grenzen van Natura 2000-gebieden weer.



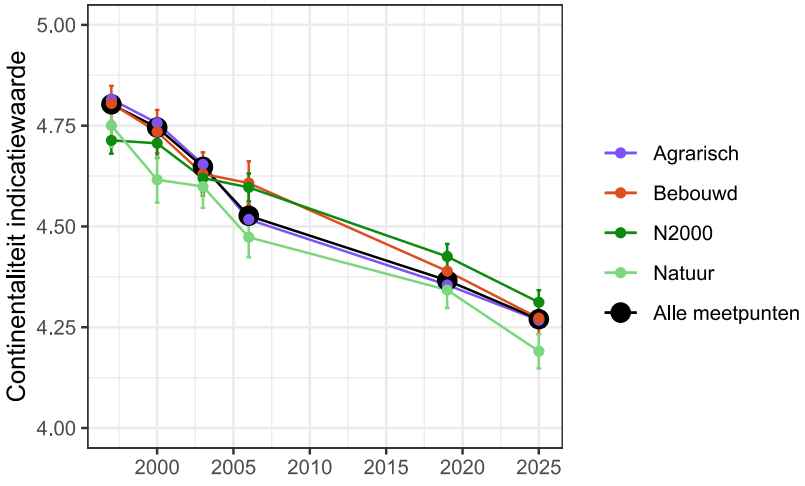
Witkopschorsmos (*Hypogymnia tubulosa*) is uit het meetnet in Zeeland verdwenen. De soort komt nog wel schaars buiten het meetnet in de provincie voor.

3.5 Klimaat

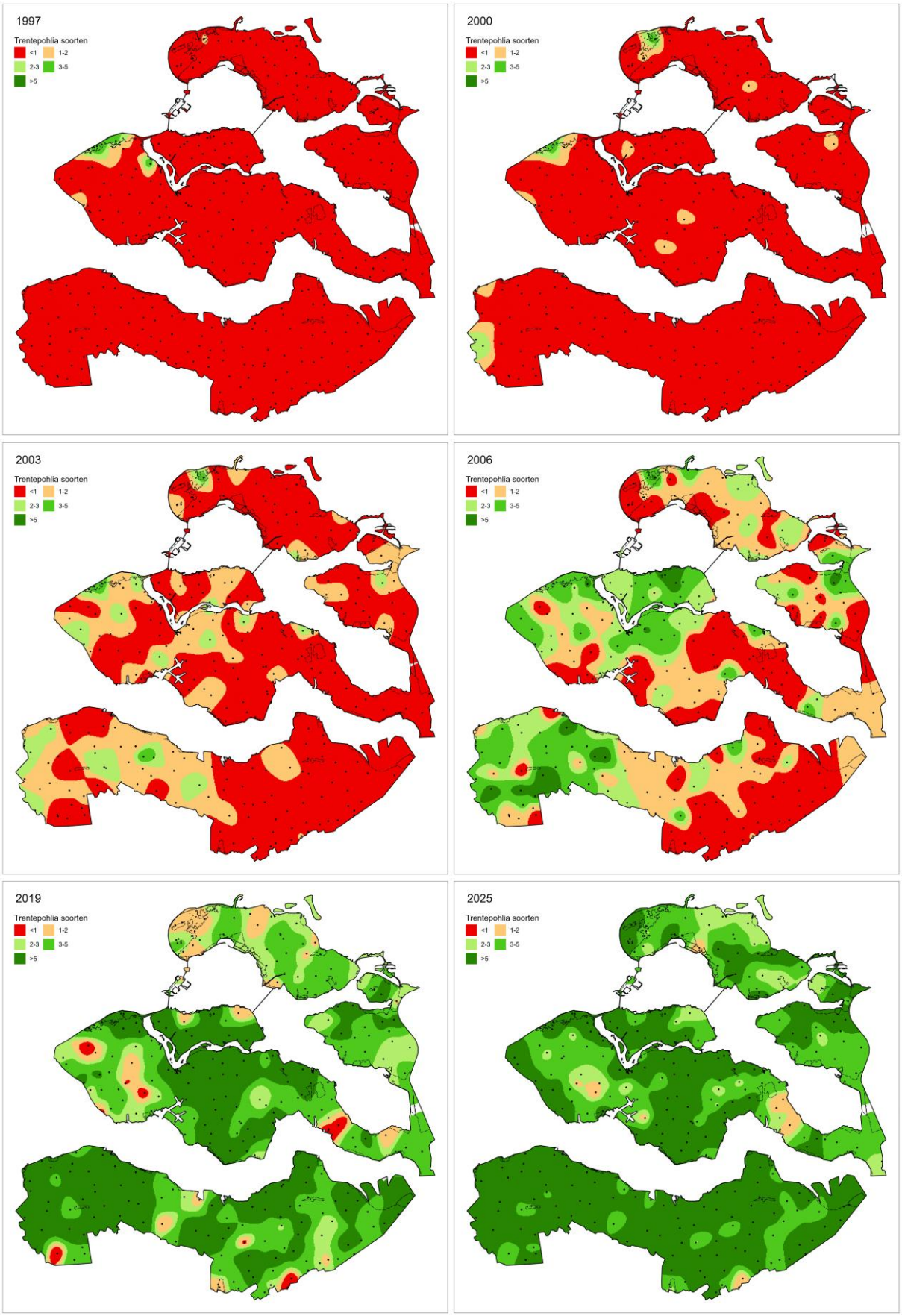
Dankzij het meetnet voor epifytische korstmossen in Nederland is al aangetoond dat korstmossen reageren op klimaatverandering (van Herk et al., 2002). De effecten van klimaatverandering op korstmossen worden in Zeeland gevolgd door de Community Temperature Index en de gemiddelde ecologische indicatiewaarde voor continentaliteit te berekenen. De Community Temperature Index is het gemiddelde van de temperatuur van het Europese verspreidingsgebied van de korstmossoorten die in een opname voorkomen. De index is in Zeeland tussen 1997 en 2025 gestegen, maar sneller tussen 1997 en 2006 dan tussen 2006 en 2025 (Figuur 3.14). De stijging duidt op een toename van zuidelijke soorten en/of afname van noordelijke soorten. De gemiddelde indicatiewaarde voor continentaliteit is in de hele periode tussen 1997 en 2025 afgenomen, wat duidt op een afname van continentale soorten en/of toename van Atlantische soorten (Figuur 3.15). Atlantische soorten nemen toe door de relatief warme winters in de afgelopen twee decennia. Onder andere korstmossen die samenleven met *Trentepohlia* algen zijn door klimaatverandering sterk toegenomen (Aptroot & van Herk, 2007; Figuur 3.16). De effecten van klimaatverandering zijn over de hele meetperiode zichtbaar in alle gebiedstypen.



Figuur 3.14 Verloop van de Community Temperature Index (in graden Celsius) in Zeeland in de periode 1997-2025.



Figuur 3.15 Verloop van de gemiddelde indicatiewaarde voor continentaliteit in Zeeland in de periode 1997-2025.



Figuur 3.16 Vergelijking tussen het aantal soorten korstmossen met *Trentepohlia* als fotobiont per meetpunt in 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 en 2025 in Zeeland. Zwarte stippen geven de locaties van meetpunten aan waarop interpolatie is gebaseerd. Zwarte stippellijnen geven de grenzen van Natura 2000-gebieden weer.

3.6 Effecten van ammoniak in Natura 2000-gebieden

3.6.1 Graadmeters in Natura 2000-gebieden

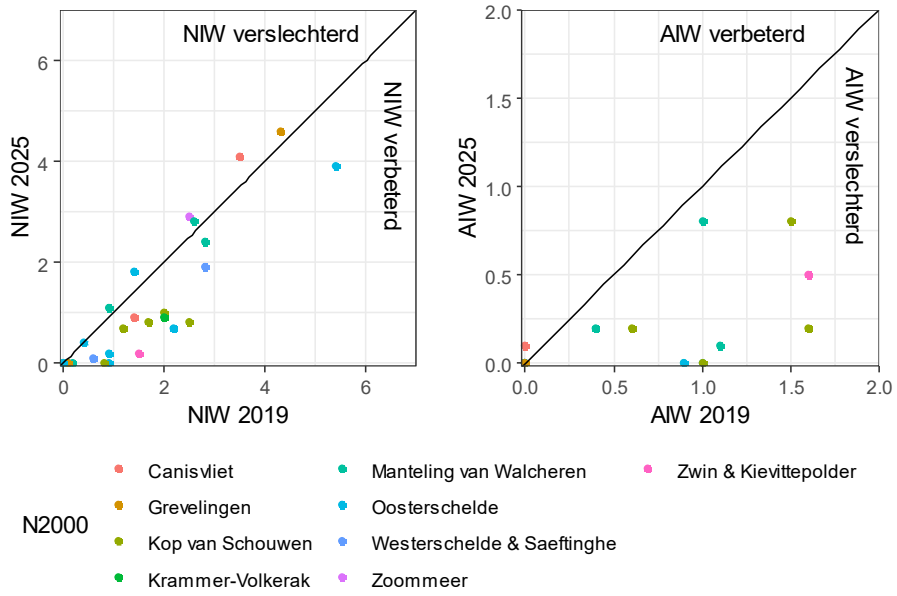
Uit de gegevens van de huidige meetronde blijkt dat de gemiddelde NIW in twee van de onderzochte Natura 2000-gebieden zeer laag is (NIW_{QU} < 0,5 punt), namelijk Groote Gat en Zwin & Kievittepolder. In beide gebieden is er door een gebrek aan geschikte meetlocaties maar één meetpunt onderzocht. In de Natura 2000-gebieden Kop van Schouwen, Krammer-Volkerak, Manteling van Walcheren en Oosterschelde is sprake van een lage NIW-waarde (NIW_{QU} 0,5-1,5). In de andere vijf Natura 2000-gebieden waar in 2025 meetpunten zijn onderzocht duidt de NIW waarde op een matige invloed van ammoniak (Tabel 3.2). De NIW is gemiddeld het hoogst in de Natura 2000-gebieden Vogelkreek (NIW_{QU} = 4,2) en Zoommeer (NIW_{QU} = 2,9). In beide gebieden kon door een gebrek aan geschikte meetlocaties maar één meetpunt onderzocht worden. De gemiddelde AIW is in alle onderzochte Natura 2000-gebieden zeer laag, en nergens hoger dan 0,5 (Tabel 3.2).

In negen Natura 2000-gebieden zijn meetpunten uit 2019 herhaald (Tabel 3.2; Figuur 3.17). De graadmeters in deze Natura 2000-gebieden laten verschillende trends zien. De gecorrigeerde NIW is in vijf van de negen onderzochte Natura 2000-gebieden met tenminste 0,5 afgenomen, wat duidt op een verminderde invloed van ammoniak op korstmossen. De sterkste afnames hebben plaatsgevonden in Zwin & Kievittepolder (NIW_{QU} -1,3), Krammer-Volkerak (NIW_{QU} -1,1) en Kop van Schouwen (NIW_{QU} -0,8). In drie Natura 2000-gebieden is de NIW niet of nauwelijks veranderd sinds 2019 (verschil in NIW_{QU} ≤0,1). In het Natura 2000-gebied Zoommeer is de NIW juist toegenomen (NIW_{QU} +0,4).

De AIW is tussen 2019 en 2025 afgenomen in de drie Natura 2000-gebieden waar nog stikstofgevoelige soorten voorkwamen, namelijk Manteling van Walcheren (AIW -0,7), Kop van Schouwen (-1,0) en Zwin & Kievittepolder (-1,1). Dit duidt er op dat de ammoniakconcentraties nog te hoog zijn voor stikstofgevoelige soorten om zich te kunnen herstellen.

Tabel 3.2 Gemiddelde waarden van graadmeters in meetronde 2025 en de veranderingen tussen meetronden 2019 en 2025 per Natura 2000-gebied. De gemiddelden zijn berekend uitsluitend op basis van de meetpunten die binnen de grenzen of maximaal tot 60 meter buiten de grens van het Natura 2000-gebied liggen (n = aantal meetpunten in meetronde 2025 of het aantal meetpunten uit 2019 dat herhaald is). Positieve veranderingen in graadmeters groter dan 0,1 zijn groen gekleurd. Negatieve veranderingen in graadmeters groter dan 0,1 zijn rood gekleurd.

	Meetronde 2025					Verandering 2019 - 2025				
Natura 2000-gebied	**n**	**AS**	**NIW**	**NIW_{QU}**	**AIW**	**n**	**AS**	**NIW**	**NIW_{QU}**	**AIW**
Canisvliet	2	26	4,8	2,5	0,1	2	+6,5	+0,1	0,0	+0,1
Grevelingen	2	26	4,1	2,3	0,0	2	+6,0	-0,4	+0,1	0,0
Groote Gat	1	11	1,0	0,0	0,0					
Kop van Schouwen	10	27	1,5	1,0	0,4	6	-1,8	-1,1	-0,8	-1,1
Krammer-Volkerak	1	26	2,7	0,9	0,0	1	-3,0	-1,4	-1,1	0,0
Manteling van Walcheren	5	29	1,3	1,3	0,2	5	-0,2	-0,1	-0,1	-0,7
Oosterschelde	10	19	1,8	0,7	0,0	9	+2,0	-0,6	-0,5	-0,1
Vogelkreek	1	36	7,2	4,2	0,0					
Westerschelde & Saeftinghe	4	27	3,8	1,8	0,0	2	+0,5	-1,0	-0,7	0,0
Zoommeer	1	27	5,4	2,9	0,0	1	+6,0	+0,6	+0,4	0,0
Zwin & Kievittepolder	1	29	1,7	0,2	0,5	1	-5,0	-1,7	-1,3	-1,1

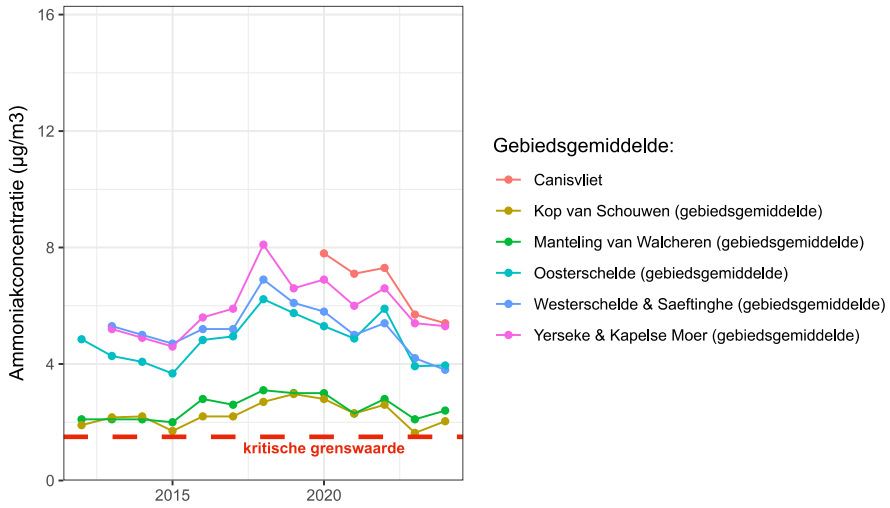


Figuur 3.17 Veranderingen van NIW (links, niet gecorrigeerd voor boomsoort) en AIW (rechts) op 29 meetpunten in Natura 2000-gebieden die zowel in 2019 als in 2025 zijn onderzocht. De NIW is op de meeste meetpunten verbeterd. De AIW is op de meeste punten verslechterd.

3.6.2 Gemeten ammoniakconcentraties in Natura 2000-gebieden

In de provincie Zeeland meet het RIVM in Natura 2000- en overige natuurgebieden de ammoniakconcentraties in de lucht. De metingen van ammoniakconcentraties komen overeen met de indicatiewaarden uit het korstmossenmeetnet, bijvoorbeeld de relatief lage NIW en lage ammoniakconcentratie in Natura 2000-gebieden Kop van Schouwen en Manteling van Walcheren, en de relatief hoge NIW en hoge ammoniakconcentratie in Natura 2000-gebied Canisvliet.

De ammoniakconcentraties waren in de jaren vooraf aan de vorige meetronde in 2019 hoger dan in de jaren vooraf aan de huidige meetronde. Dit verschil wordt deels veroorzaakt door het weer. De hoge ammoniakconcentraties in 2018 en lage ammoniakconcentraties in 2023 en 2024 vallen samen met respectievelijk droge en natte jaren. In een droog jaar blijft ammoniak langer in de lucht, waardoor het zich opbouwt en er gemiddeld hogere concentraties worden gemeten. In een nat jaar regent ammoniak sneller uit de lucht en worden er gemiddeld lagere concentraties gemeten. In alle natuurgebieden waar ammoniakconcentraties in Zeeland worden gemeten liggen de waardes boven de kritische grenswaarde van 1,5 µg/m^3 (Sutton et al., 2009; Manninen et al., 2023) waaronder een deel van de ammoniakgevoelige korstmossen zich weer kan herstellen.



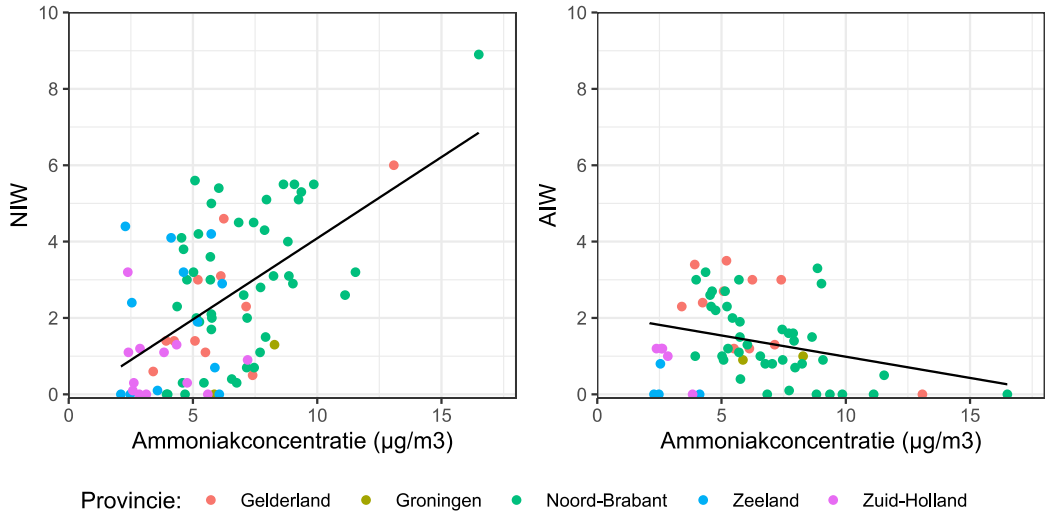
Figuur 3.18 Gemeten ammoniakconcentratie in een selectie van Natura 2000 en andere natuurgebieden in Zeeland uit het RIVM-MAN tussen 2012 en 2024. Waarden zijn gebiedsgemiddelden. De rode stippellijn geeft de kritische grenswaarde aan waaronder ammoniakgevoelige korstmossen zich kunnen herstellen. De grafiek laat zien dat de gemeten ammoniakconcentraties in alle gebieden boven of zelfs ver boven de kritische grenswaarde liggen. Gegevens afkomstig van RIVM (2025).

3.6.3 Vergelijking tussen graadmeters en ammoniakmetingen in Natura 2000-gebieden

Ammoniakconcentraties in de lucht gemeten op meetlocaties van het RIVM-MAN werden gecorreleerd aan korstmossenmeetpunten voor 12 meetpunten in Zeeland, aangevuld met 12 meetpunten in Zuid-Holland (Verboom et al., 2025), 46 meetpunten in Noord-Brabant (van der Kolk et al., 2024), 11 meetpunten in Gelderland (van der Kolk et al., 2023a) en twee meetpunten in Groningen (van der Kolk et al., 2023b).

Er is een significante positieve correlatie tussen de vijfjarige gemiddelde ammoniakconcentratie en de NIW_{QU} (NIW_{QU} = -0,165 + 0,425 * NH_3, R^2 = 0,313, p < 0,0001, n = 83; Figuur 3.19). Er is ook een significante negatieve correlatie tussen de vijfjarige gemiddelde ammoniakconcentratie en de AIW (AIW = 2,097 – 0,111 * NH_3, R^2 = 0,081, p = 0,0235, n = 63; Figuur 3.19). In de formules is NH_3 de vijfjarige gemiddelde ammoniakconcentraties in de lucht die op de meetpunten van het RIVM-MAN zijn gemeten.

Hoewel beide correlaties significant zijn, zijn de correlatiecoëfficiënten zwakker in vergelijking met het eerdere vergelijkingsonderzoek in 1998 (van Herk, 1998; 2001). De zwakkere correlatiecoëfficiënten worden door een combinatie van factoren veroorzaakt. Bij veel meetlocaties van het RIVM-MAN kon niet direct naast de meetlocatie een korstmossenmeetpunt worden uitgezet, omdat er geen geschikte bomen voorhanden waren. De korstmossenmeetpunten liggen dan ook vaak enkele honderden meters verwijderd van de RIVM-MAN meetlocaties. Op kleine afstand kunnen ammoniakconcentraties al erg verschillen (Velders et al., 2002). Daarnaast liggen veel gekoppelde korstmossenmeetpunten in een bosrijke beschaduwde omgeving, waardoor de NIW gedrukt wordt door een beperking aan lichtinval. Tenslotte ontbreken in het RIVM-MAN meetnet vrijwel geheel meetpunten in het agrarische gebied, waar de ammoniakconcentraties hoger zijn. In het eerdere vergelijkingsonderzoek (van Herk, 1998; 2001) werden de ammoniakconcentraties gemeten op de exacte locaties waar ook de korstmossen werden gekarteerd, en omvatte de vergelijking ook veel meetpunten in agrarisch gebied waardoor de correlaties berekend konden worden over een veel groter bereik van ammoniakconcentraties (tot 45 µg/m^3).

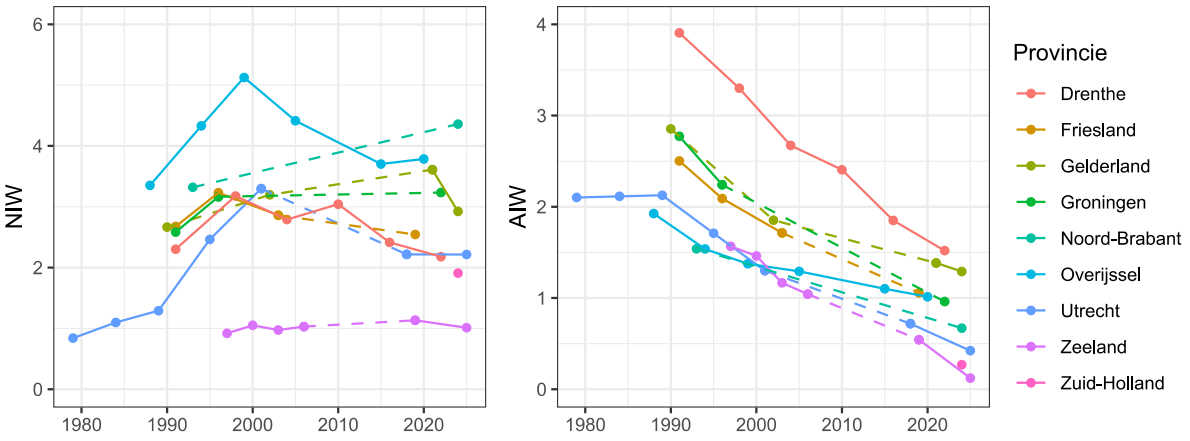


Figuur 3.19 Gemeten ammoniakconcentratie op meetlocaties van het RIVM-MAN (vijfjarige gemiddelden) in relatie tot de NIW_{QU} (links) en AIW (rechts) op een dichtbijgelegen korstmossenmeetpunt (n=83 voor NIW, n=63 voor AIW).

3.7 Vergelijking van effecten van ammoniak tussen provincies

Een vergelijking in de trend van de NIW_{QU} tussen provincies laat zien dat in het algemeen het aantal stikstofminnende korstmossen tussen 1995 en 2001 piekte, en vervolgens in de meeste provincies weer is afgenomen. In een aantal provincies is NIW_{QU} in de loop van deze eeuw juist weer iets toegenomen, waaronder in Gelderland (Figuur 3.20). In de provincies Gelderland, Noord-Brabant en Groningen is het meetnet niet regelmatig genoeg gemonitord om de trend in de periode sinds de jaren '90 goed te reconstrueren. In Zeeland is de NIW_{QU} lager dan in de andere onderzochte provincies, en is de trend sinds 1997 stabiel gebleven. In provincies die recent meermaals zijn onderzocht, was er in Gelderland tussen 2021-22 en 2024 een sterke daling, in Drenthe tussen 2016 en 2022 een lichte daling, in Utrecht tussen 2018 en 2025 geen verandering en in Overijssel tussen 2015 en 2020 een lichte stijging van de NIW_{QU} (Figuur 3.20).

De trends in de AIW zijn in alle provincies vergelijkbaar: Stikstofgevoelige korstmossen nemen in alle provincies waar korstmossen worden onderzocht sterk af en nergens zijn er aanwijzingen dat er sprake is van herstel. Ook recent blijft de AIW verder afnemen, wat blijkt uit herhaalrondes in diverse provincies, waaronder ook in Zeeland (Figuur 3.20).



Figuur 3.20 Verloop van de NIW_{QU} en AIW in provincies waar het meetnet korstmossen en ammoniak wordt uitgevoerd. De lijn is weergegeven als stippellijn wanneer opeenvolgende meetrondes meer dan 10 jaar na elkaar zijn uitgevoerd, waardoor het daadwerkelijke verloop van de graadmeters sterk kan afwijken van de getekende lijn. Voor Zeeland is hier de NIW gecorrigeerd voor boomsoort weergegeven (Bijlage C), zodat de NIW waardes vergelijkbaar zijn met die uit andere provincies.

4 Discussie

4.1 Toename soortenrijkdom korstmossen tussen 1997 en nu

De soortensamenstelling van de epifytische korstmosvegetaties op de bomen in de provincie Zeeland is sinds de start van het meetnet in 1997 sterk veranderd door een combinatie van factoren. In de jaren ’80 en ’90 namen korstmossen op bomen in Nederland vooral toe door de lagere concentraties zwaveldioxide, waardoor korstmossen zich konden herstellen van de toxische effecten van die vervuiling. Vanaf de eeuwwisseling heeft klimaatverandering echter een steeds grotere invloed gekregen. Klimaatverandering heeft in Zeeland in de afgelopen tientallen jaren een grote bijdrage geleverd aan de toegenomen soortenrijkdom. Het gaat om een toename van enerzijds zuidelijke, warmteminnende soorten, en anderzijds een toename van Atlantische soorten. Atlantische soorten, die profiteren van de nattere en warmere winters, namen eerst in vochtige bosgebieden sterk toe (van der Pluijm et al., 2022), maar komen nu ook steeds vaker voor op wegbomen en in drogere bosgebieden. Deze en andere factoren die in de laatste decennia hebben gezorgd voor de toenemende soortenrijkdom worden uitgebreid besproken in eerdere meetnetrapportages van Gelderland (van der Kolk et al., 2023a) en Noord-Brabant (van der Kolk et al., 2024).

Opvallend is de toename van Atlantische soorten op boomvoeten van oudere populieren. Het meest in het oog springt Rommelig olievlekje (*Porina byssophila*), die een loodgrijze verkleuring geeft op boomvoeten van oudere populieren. Ook Schoorsteentje (*Anisomeridium polypori*), Wit schriftmos (*Opegrapha vulgata*) en Grauwe runenkorst (*Enterographa crassa*) zijn in hetzelfde milieu op boomvoeten toegenomen. Deze soorten komen normaal gesproken in vochtige loofbossen voor, maar kunnen waarschijnlijk ook op boomvoeten van populieren overleven doordat ze daar beschut worden door grassen, bramen en struikjes rond de stamvoet.



Sommige boomvoeten van oudere populieren kleuren loodgrijs door de aanwezigheid van Rommelig olievlekje (*Porina byssophila*)

Door de verandering van de soortensamenstelling veranderd ook het aspect van de begroeiing op bomen in Zeeland. Vooral korstvormige soorten nemen toe, terwijl blad- en struikvormige korstmossen juist afnemen. Hierdoor zijn de epifytenvegetaties op het oog minder weelderig dan in het verleden. Deze trends werden al in eerdere meetrondes gedetecteerd (van Herk, 2019c) en hebben tussen 2019 en 2025 doorgezet.

Zeeland is naast Zuid-Holland het enige provinciale meetnet waar het merendeel van de meetpunten uit populieren bestaat. Populieren groeien veel sneller dan zomereiken, en hierdoor heeft de ouderdom van de bomen een effect op de soortenrijkdom. Dit is niet het geval bij zomereiken, die zo langzaam groeien dat veranderingen in ouderdom geen meetbaar effect hebben op veranderingen in soortenrijkdom. In eerdere rapportages is voor Zeeland om deze reden ook de ongecorrigeerde veranderingen in soortenrijkdom per meetronde berekend, dat wil zeggen zonder rekening te houden met welke meetpunten wel of niet herhaald zijn (van Herk, 2019c). Omdat elke meetronde een aanzienlijk deel van de meetpunten vervangen worden door kap (waarbij meetpunten met oude populieren vervangen worden door meetpunten met jongere populieren), speelt bij deze berekening de verandering in ouderdom een kleinere rol. De ongecorrigeerde soortenrijkdom korstmossen veranderde van 20,8 soorten per meetpunt in 2019 naar 23,6 soorten per meetpunt in 2025. De snelheid waarmee de soortenrijkdom volgens deze berekening toeneemt (+0,46 soorten per jaar) is vrijwel identiek aan de snelheid die berekend is wanneer wel rekening wordt gehouden met welke meetpunten herhaald zijn (+0,45 soorten per jaar). Wanneer in een statistisch model de omtrek van de boom als variabele wordt toegevoegd (als proxy voor de leeftijd van de boom), dan wordt de toename in soortenrijkdom tussen 2019 en 2025 iets lager ingeschat, namelijk +0,35 per jaar. Deze berekeningen tonen aan dat het ouder worden van de bomen hooguit slechts een klein deel van de toegenomen soortenrijkdom kan verklaren, en dat de meeste verandering wordt veroorzaakt door andere factoren zoals klimaatverandering.

Toekomstige meetronden moeten uitwijzen of de soortenrijkdom nu nog verder kan toenemen. In de laatste jaren is de soortenrijkdom net als in Zeeland ook in Gelderland en Utrecht blijven toenemen (van der Kolk et al., 2025a; 2025b). In Drenthe en Overijssel is de soortenrijkdom juist niet meer verder toegenomen (van Herk 2021; 2023).

4.2 Korstmossen als indicator voor ammoniak

Korstmossen reageren snel op veranderingen in de luchtkwaliteit en zijn een uitstekende indicator voor de mate van ammoniakbelasting. Stikstofminnende korstmossen, samengevat in de NIW als graadmeter, reageren binnen enkele jaren op een toe- of afname van ammoniakconcentratie in de lucht. Bij toenemende ammoniakconcentraties vestigen zich binnen enkele jaren stikstofminnende korstmossen op bomen. Deze verdwijnen weer zodra de ammoniakbelasting afneemt. Door het meten van de NIW in een dicht netwerk van meetpunten kunnen deze veranderingen op lokaal niveau inzichtelijk gemaakt worden. Dit onderzoek is daar een goed voorbeeld van en maakt de ruimtelijke verspreiding van stikstofminnende korstmossen in de provincie Zeeland inzichtelijk. Dit onderzoek toont aan dat het aantal stikstofminnende korstmossen sinds 2019 gemiddeld genomen iets is afgenomen, maar in sommige regio's juist is toegenomen.

Ammoniak in de lucht is de belangrijkste verklarende factor voor het voorkomen van stikstofminnende korstmossen op bomen (van Herk, 2001). De belangrijkste bron van ammoniak in de lucht in Nederland zijn veehouderijen. Er is dan ook een sterke correlatie tussen de graadmeters en de afstand vanaf het

meetpunt tot de dichtstbijzijnde veehouderij. Zowel in Noord-Brabant (van der Kolk et al., 2024) als in Gelderland (van der Kolk et al., 2023a) komen er dichterbij veehouderijen meer stikstofminnende korstmossen (NIW) en minder zuurminnende korstmossen (AIW) voor in open agrarische gebieden. In beide provincies kon de afstand van meetpunten tot veehouderijen aan de hand van het gegevensportaal van de Informatievoorziening Gezamenlijke Omgevingsdiensten (I-GO) tot meerdere kilometers nauwkeurig worden berekend. De locaties van veehouderijen in Zeeland zijn op dit moment nog niet ontsloten, waardoor een dergelijke analyse voor deze provincie niet mogelijk is.

In Zeeland is de uitstoot uit de agrarische sector, in vergelijking met andere provincies, relatief laag, wat verklaard waarom de NIW lager is dan in de andere provinciale meetnetten. Hierdoor is ook de relatieve bijdrage uit andere bronnen mogelijk groter, zoals uit de industrie. Behalve ammoniak uit veehouderijen kunnen namelijk ook andere vormen van stikstofuitstoot zorgen voor een toename van stikstofminnende korstmossen. Zo zijn er aanwijzingen dat ammoniakuitstoot van het verkeer (via katalysatoren in benzinemotoren en AdBlue in dieselmotoren) sinds ongeveer 1996 zorgt voor meer stikstofminnende korstmossen langs drukkere wegen (van Herk, 2009; 2023; Manninen et al., 2023). Het effect van verkeersuitstoot op korstmossen lijkt sinds de eeuwwisseling weinig veranderd (van Herk, 2023) en beïnvloedt dus niet een vergelijking van de resultaten tussen 2019 en 2025. Bovendien zijn in 2019 (van Herk 2019) en in 2025 veel meetpunten langs drukke provinciale wegen in Zeeland vervangen door meetpunten langs rustige wegen.

Er is nog geen eenduidige verklaring voor de sterke toename van stikstofminnende korstmossen in stedelijke gebieden. Het is goed mogelijk dat meerdere factoren in stedelijk gebied een rol spelen. Als eerste is de invloed van SO_2 hier sinds de jaren ’90 het sterkst afgenomen, waardoor het relatieve effect van ammoniak en NOx groter is geworden. Behalve hoge concentraties van ammoniak kan ook NOx kunnen zorgen voor een toename van een aantal ammoniakminnende korstmossen (Davies et al., 2007; Larsen et al., 2007; Gadsdon et al., 2010; Manninen et al., 2023; Counoy et al., 2025). Andere mogelijke factoren die bijdrage aan de grote hoeveelheid van stikstofminnende korstmossen zijn een bijdrage van ammoniakuitstoot uit het verkeer (zie hierboven), de hogere concentraties (basenrijk) fijnstof in bebouwd gebied en huisdieren die tegen bomen urineren. In de bebouwde kom zorgt opwaaiend basisch (fijn)stof (o.a. via slijt van stenige substraten door verkeer) ervoor dat boomschors voedselrijker en basischer wordt, waardoor stikstofminnende korstmossen ook kunnen toenemen (Marmor & Randlane, 2007). De relatieve bijdrage van al deze factoren aan het voorkomen van stikstofminnende korstmossen in bebouwde omgeving moet verder onderzocht worden.

Behalve ammoniakvervuiling hebben ook klimaatverandering en lichtinval een effect op stikstofminnende korstmossen. Bij het samenstellen van de NIW is rekening gehouden met klimaatverandering, en zijn soorten die door klimaat toe- of afnemen evenredig opgenomen. Dat is ook de reden dat sommige soorten die pas recent door klimaatverandering sterk zijn toegenomen, bijvoorbeeld vals dooiermos (*Candelaria concolor*), en tegelijkertijd ammoniakminnend zijn, niet in de NIW zijn opgenomen (zie uitgebreidere discussie in van Herk 2021; van der Kolk et al., 2023a; 2024). De effecten van lichtinval zijn eerder geanalyseerd en bediscussieerd voor meetpunten in Noord-Brabant (van der Kolk et al., 2024), en dit onderzoek toont vergelijkbare resultaten. Hoewel lichtinval de NIW beïnvloed is de lichtinval op een meetpunt over tijd min of meer constant, waardoor lichtinval geen invloed heeft op veranderingen in de NIW over tijd. Het scoren van de lichtinval op meetpunten behoort niet tot het standaardprotocol van het meetnet, maar is voor het eerst in Groningen in de meetronde van 2022 gedaan (van der Kolk et al., 2023b), en vervolgens ook in Noord-Brabant (van der Kolk et al., 2024), Gelderland (van der Kolk et al., 2025a) en Utrecht (van der Kolk et al., 2025b) gedaan. In de toekomst zal de lichtinval ook op meetpunten in andere provincies gescoord worden, zodat de

rol hiervan op korstmossen en de NIW beter onderzocht kan worden.

Dat de NIW ook tegenwoordig een goede graadmeter is voor ammoniakbelasting blijkt uit dat er een zeer significante correlatie is tussen de NIW en de ammoniakconcentraties op meetpunten van het RIVM-MAN. Toch is het wenselijk om een nieuw gedetailleerd vergelijkingsonderzoek uit te voeren tussen het voorkomen van korstmossen en de concentratie van ammoniak in de lucht. Sinds het vergelijkingsonderzoek dat is uitgevoerd in 1997 (van Herk, 2001) zijn de effecten van klimaatverandering toegenomen, zijn stikstofgevoelige soorten grotendeels verdwenen waardoor de AIW minder goed bruikbaar is, en is de focus van het meetnet meer komen te liggen op Natura 2000-gebieden waar meetpunten vaker beschaduwd liggen (van der Kolk et al., 2024). De huidige meetgegevens uit het RIVM-MAN zijn voor een dergelijk onderzoek onvoldoende, omdat de meetpunten van het RIVM-MAN vaak op locaties liggen waar geen korstmossenmeetpunt kan worden uitgezet (bijvoorbeeld een eenzame boom in een heideveld of op een paal in een open natuurgebied). Daarnaast focust het RIVM-MAN op natuurgebieden, maar wordt er verder nauwelijks gemeten op locaties in agrarisch gebied waar ammoniakconcentraties in de lucht hoog zijn. Het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (RIVM-LML) omvat wel veel meetpunten in het agrarische gebied, maar momenteel zijn er maar negen meetpunten van het LML in Nederland waar ammoniakconcentraties worden gemeten.

Zuurminnende epifyten die gevoelig zijn voor ammoniak nemen overal in Nederland sterk af, en veel soorten zijn zelfs al grotendeels of helemaal verdwenen. In Zeeland kwamen er binnen het meetnet rond 2000 nog zuurminnende epifyten voor in de duinen, maar ondertussen zijn vrijwel alle stikstofgevoelige soorten helemaal verdwenen. De implicatie hiervan is dat de AIW in Zeeland niet verder meer kan dalen en er dus geen verdere achteruitgang kan worden aangetoond. Het is niet verwonderlijk dat stikstofgevoelige soorten blijven afnemen. De ammoniakconcentraties liggen zelfs in natuurgebieden boven de kritische grens van 1,5 µg/m^3 waaronder een deel van de ammoniakgevoelige soorten zich zou kunnen herstellen, wat blijkt uit metingen van het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden van het RIVM. Zelfs met een concentratie van 1,5 µg/m^3 is er overigens al een verlies van >40% aan zuurminnende korstmossen in vergelijking met gebieden zonder ammoniak (Sutton et al., 2009; Manninen et al., 2023). Voor herstel van de zeer gevoelige soorten, zoals Groot boerenkoolmos (*Platismatia glauca*), moeten de ammoniakconcentraties nog verder dalen, tot onder 1 µg/m^3 (Greaver et al., 2023). De ammoniakconcentraties in de lucht zijn (net als in de rest van Nederland) in Zeeland nog te hoog zijn voor stikstofgevoelige soorten om zich te herstellen. De kritische grenswaardes voor ammoniakconcentraties in de lucht die bepaald worden voor epifytische korstmossen zijn niet hetzelfde als de Kritische Depositie Waarden (KDW), die bepaald worden per habitattype en uitgedrukt worden in kg N/ha/jaar (Wamelink et al., 2023). Voor de meeste soorten korstmossen is vooral de ammoniakconcentratie in de lucht bepalend (Counoy et al., 2025). De stikstofdepositie wordt niet alleen bepaald door de ammoniakconcentratie in de lucht, maar ook de hoeveelheid stikstofoxiden en andere factoren zoals het weer en landschapselementen.

De achteruitgang van stikstofgevoelige korstmossen wordt veroorzaakt door de inwerking van ammoniak (dat basisch is) op de van nature zure en voedselarme schors van eiken. Anders dan de NIW, die fluctuaties in ammoniakconcentraties volgt, is de AIW vooral een indicator voor het cumulatieve effect dat ammoniak op de zuurgraad van de schors heeft. Zelfs als de ammoniakbelasting daalt, nemen zuurminnende korstmossen niet toe zolang de ammoniakconcentraties boven de grenswaarde van 1,5 µg/m^3 blijven. De aantasting van de pH van boomschors door ammoniak werkt namelijk cumulatief, waarbij eenmaal aangetaste schors niet zomaar weer opnieuw zuur wordt (van Herk, 2019a). De verwachting is dat de AIW pas weer toe zal nemen als de ammoniakconcentraties in de lucht voor langere tijd onder de grenswaarde blijven, zodat er nieuwe zure boomschors kan worden

aangemaakt. Het cumulatieve en langdurige effect van ammoniak op de zuurgraad van boomschors en daarmee op stikstofgevoelige korstmossen is in de bredere context een probleem omdat de verschillen tussen boomsoorten hiermee nivelleren, en de typerende korstmossoorten van bomen met zure en voedselarme schors verdwijnen. Overigens wordt de hervestiging van stikstofgevoelige korstmossen vooralsnog niet beperkt door hun verspreidingsmogelijkheden. Dat blijkt uit dat stikstofgevoelige soorten zich nog wel binnen korte tijd kunnen vestigen op schone oppervlakken van zuur hardhout in natuurgebieden (bijvoorbeeld Aptroot & van Dort, 2016).

4.3 Natura 2000-gebieden

In de meeste onderzochte Natura 2000-gebieden is de NIW tussen 2019 en 2025 afgenomen, wat er op duidt dat ook de ammoniakconcentraties in die periode zijn gedaald. Dit is in lijn met de metingen van ammoniakconcentraties in Zeeuwse natuurgebieden door het RIVM, die aantonen dat de ammoniakconcentraties in de jaren vooraf aan 2019 hoger waren dan in de jaren vooraf aan 2025. Dit kan enerzijds komen door een vermindering van ammoniakuitstoot, maar het is zeer waarschijnlijk dat het weer hier een zeer belangrijke bijdrage aan heeft geleverd. In 2018 zorgde droogte voor hoge ammoniakconcentraties in de lucht. Door langdurige droogte blijft ammoniak langer in de lucht, kunnen de concentraties opbouwen en ook dieper natuurgebieden inwaaien. Sinds 2018 zijn de ammoniakconcentraties in de lucht weer gedaald, met vooral lage concentraties in 2023 en 2024. Zowel 2023 als 2024 waren natte jaren, wat ervoor heeft gezorgd dat ammoniakconcentraties in de lucht juist relatief laag waren omdat de ammoniak vaker en eerder uitregent. Mogelijk spelen deze jaren met neerslagextremen een rol in de iets hogere NIW in 2019 en de daarop volgende daling in 2025. Een vergelijkbaar invloed van het weer heeft mogelijk ook een rol gespeeld bij de sterke daling van de NIW in Gelderland tussen 2021-22 en 2024 (van der Kolk et al., 2025a). In enkele provincies in de noordelijke helft van Nederland, zoals in Overijssel en Drenthe, nam de NIW in Natura 2000-gebieden overigens al langere tijd af (van Herk, 2021; 2023).

Dat zowel de NIW als de AIW afnemen lijkt tegenstrijdig, maar kan worden verklaard doordat de ammoniakconcentraties weliswaar lager zijn geworden, maar nog steeds boven de grenswaarde liggen waaronder stikstofgevoelige korstmossen zich kunnen herstellen. Voor herstel van stikstofgevoelige soorten korstmossen in Natura 2000-gebieden in Zeeland zoals de duingebieden is het nodig dat de ammoniakconcentraties voor langere tijd beneden de grenswaardes liggen.

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Veranderingen stikstofminnende en zuurminnende korstmossen

Het aantal stikstofminnende korstmossen (NIW) op meetpunten in de provincie Zeeland is gemiddeld genomen tussen 2019 en 2025 iets afgenomen, wat er op duidt dat de invloed van ammoniak op korstmossen is afgenomen. Dit kan tenminste deels verklaard worden doordat meer neerslag in de afgelopen jaren zorgde voor lagere ammoniakconcentraties in de lucht. Er zijn wel verschillen tussen regio's. Hoewel de NIW in de meeste regio's afnam, was de NIW tussen 2019 en 2025 stabiel op Zuid-Beveland en nam de NIW juist toe op Noord-Beveland en Walcheren. De afname van het aantal zuurminnende korstmossen (AIW) op meetpunten in de provincie Zeeland heeft tussen 2019 en 2025 onverminderd doorgezet, en wijst er op dat de effecten van ammoniak over lange termijn zijn toegenomen. Stikstofgevoelige zuurminnende korstmossen zijn in het meetnet in Zeeland nu zo goed als geheel verdwenen, waardoor er in de toekomst geen verdere achteruitgang van de AIW meer kan worden vastgesteld.

In de meeste Natura 2000-gebieden in Zeeland is het aantal stikstofminnende korstmossen tussen 2019 en 2025 afgenomen, wat er op duidt dat ammoniakconcentraties lager zijn geworden. Tegelijkertijd is ook de AIW afgenomen, en komen er op de meetpunten in Natura 2000-gebieden vrijwel geen stikstofgevoelige soorten meer voor. Dit duidt er op dat, ondanks een verbetering in de NIW, de ammoniakconcentraties nog wel te hoog zijn voor stikstofgevoelige soorten om zich te kunnen herstellen.

In vergelijking met acht andere provincies die recent zijn onderzocht, is in Zeeland de NIW het laagst, wat er op duidt dat de effecten van ammoniak op korstmossen in Zeeland lager zijn in vergelijking met andere provincies. Net als Zeeland neemt ook in alle andere provincies de AIW af.

De resultaten worden ondersteund door metingen van het RIVM-MAN, die laten zien dat de ammoniakconcentraties in natuurgebieden in Zeeland weliswaar lager zijn de laatste jaren (waarbij de grote hoeveelheid neerslag een rol heeft gespeeld), maar nog steeds boven de grenswaardes liggen waaronder stikstofgevoelige korstmossen zich kunnen herstellen.

5.2 Veranderingen in soortenrijkdom

De soortenrijkdom van korstmossen (geen indicatie voor stikstofvervuiling) is sinds de start van het meetnet in 1997 in Zeeland sterk toegenomen, vooral doordat veel soorten profiteren en toenemen van klimaatverandering. De veranderingen in het temperatuurgetal en de indicatiewaarde voor continentaliteit bevestigen het beeld dat ook klimaatverandering een grote invloed heeft op de soortensamenstelling: De aanwezige korstmossen zijn nu (ten opzichte van eerdere meetrondes) meer kenmerkend voor warmere (hoger temperatuurgetal) en meer Atlantische (lagere indicatiewaarde voor continentaliteit) milieus. Bladvormige en struikvormige soorten zoals schildmossen en takmossen gaan achteruit. Door de veranderende soortensamenstelling veranderd ook het aspect van de epifytenvegetaties, namelijk een op het oog meer eentonige begroeiing met korstvormige soorten.

5.3 Aanbeveling monitoring

Korstmossen reageren binnen enkele jaren op veranderingen in het milieu. De NIW volgt veranderingen in de ammoniakconcentraties in de lucht, en de verwachting is dat afnemende concentraties van ammoniak ook zullen resulteren in een afname van de NIW. Het is daarom aan te bevelen om elke zes jaar een complete meetronde van het meetnet korstmossen in Zeeland uit te

voeren, waarbij de eerstvolgende meetronde in 2031 plaatsvindt. Met deze meetfrequentie kunnen veranderingen in ammoniakbelasting in Zeeland nauwkeurig gevolgd worden. We raden aan om bij volgende meetrondes de lichtinval bij de meetpunten opnieuw te bepalen, om veranderingen in lichtinval en de effecten daarvan op de NIW te kunnen onderzoeken.

Om meer inzicht te krijgen in de relaties tussen de graadmeters, ammoniakconcentraties en lichtinval, bevelen we aan om in een losstaand onderzoek ammoniakmetingen uit te voeren op locaties waar ook korstmossen gemonitord worden (zie ook 4.2). Hierbij is het belangrijk om behalve metingen in natuurgebieden ook een groot aantal meetpunten in agrarisch gebieden te onderzoeken. Een verdere uitbreiding van het RIVM-MAN-meetnet met meer locaties met stikstofmetingen in het agrarisch gebied kan hier een onderdeel van zijn. Dit vergelijkingsonderzoek hoeft zich niet te beperken tot de provincie Zeeland, maar kan in samenwerkingsverband in meerdere provincies worden uitgevoerd.

Literatuur

Aptroot, A., C.M. van Herk, L.B. Sparrius & J.L. Spier (2004). Checklist van de Nederlandse Korstmossen en korstmosparasieten. Buxbaumiella 69, 17-55.

Aptroot, A. & C.M. van Herk (2007). Further evidence of the effects of global warming on lichens, particularly those with Trentepohlia phycobionts. Environmental pollution 146, 293-298.

Aptroot, A. & K.W. van Dort (2016). Drie boerenkoolmossen op één houten stuw. Buxbaumiella 105, 1-3.

Barkman, J.J. (1958). Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum, Assen, NL.

Counoy, H., L. Turcati, P. Bogaert, G. Agnello, A. Austruy, F. Batič, et al. (2025). Towards a New Interpretative Framework for Air Quality and Climate Biomonitoring With Lichens: A Meta-Analysis of Surveys Using the European Protocol. Global Change Biology 31, e70632.

Davies, L., J.W. Bates, J.N.B. Bell, P.W. James & O.W. Purvis (2007). Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London. Environmental pollution 146, 299-310.

de Bakker, A.J. (1987). Verslag van de herinventarisatie van Noord-Brabant en Limburg op epifytische lichenen in 1986. Buxbaumiella 20, 36-39.

de Wit, T. (1976). Epiphytic lichens and air pollution in the Netherlands. Bibliotheca Lichenologica 5, 1-227.

Devictor, V., R. Julliard, D. Couvet & F. Jiguet (2008). Birds are tracking climate warming, but not fast enough. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 275, 2743-2748.

Gadsdon, S.R., J.R. Dagley, P.A. Wolseley & S.A. Power (2010). Relationships between lichen community composition and concentrations of NO2 and NH3. Environmental Pollution 158, 2553-2560.

Greaver, T., S. McDow, J. Phelan, S.D. Kaylor, J.D. Herrick & S. Jovan (2023). Synthesis of lichen response to gaseous nitrogen: Ammonia versus nitrogen dioxide. Atmospheric Environment 292, 119396.

Larsen, R.S., J.N.B. Bell, P.W. James, P.J. Chimonides, F.J. Rumsey, A. Tremper & O.W. Purvis (2007). Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity. Environmental pollution 146, 332-340.

Manninen, S., K. Jääskeläinen, A. Stephens, A. Iwanicka, S. Tang & N. van Dijk (2023). NH3 concentrations below the current critical level affect the epiphytic macrolichen communities–Evidence from a Northern European City. Science of the Total Environment 877, 162877.

Marmor, L. & T. Randlane (2007). Effects of road traffic on bark pH and epiphytic lichens in Tallinn. Folia Cryptogamica Estonica 43, 23-37.

RIVM (2025). Meetresultaten MAN. Geraadpleegd op 10 augustus 2025. https://man.rivm.nl

Siebel, H.N., R.J. Bijlsma & L.B. Sparrius (2013). Basisrapport voor de rode lijst mossen 2012. BLWG-rapport 14. 98 pp.

Sparrius, L.B., A. Aptroot & C.M. van Herk (2015). Ecologische indicatiewaarden voor korstmossen en een vergelijking met mossen en vaatplanten. Buxbaumiella 104, 18-24.

Sparrius, L.B., G.G. van den Top & C.A.M. van Swaay (2018). An approach to calculate a species temperature index for flora based on open data. Gorteria Dutch Botanical Archives 40, 73-78.

Sparrius, L.B., H. van der Kolk & C.M. van Herk (2023). Basisrapport Rode Lijst Korstmossen 2022 volgens Nederlandse en IUCN-criteria. BLWG rapport 35. 149 pp.

Stolk, A.P., M.C. van Zanten, H. Noordijk, J.A. van Jaarsveld & W.A.J. van Pul (2009). Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden. Meetresultaten 2005-2007. RIVM rapport 680710001.

Sutton, M.A., P.A. Wolseley, I.D. Leith, N. van Dijk, Y.S. Tang, P.W. James, M.R. Theobald & C. Whitfield (2009). Estimation of the ammonia critical level for epiphytic lichens based on observations at farm, landscape and national scales. Chapter 6 in: Atmospheric ammonia: detecting emission changes and environmental impacts, 71-86.

van der Knaap, W.O. (1980). Onderzoek naar epifytische lichenen en mossen in de provincie Utrecht in 1979.

Provinciale Waterstaat Utrecht, afdeling Ecologie. Rapport no. 29, Utrecht.
van der Knaap, W.O. (1984). Epifyten in de provincie Utrecht 1979-1984. Buxbaumiella 16, 15-17.
van der Knaap, W. O., & Van Dobben, H. F. (1987). Veranderingen in de epifytenflora van Rijnmond sinds 1972 (No. 87/1). RIN.
van der Kolk, H., L.B. Sparrius & A. Aptroot (2020). Monitoring van ammoniak met korstmossen in Friesland 2019. BLWG-rapport 26. 100 pp.
van der Kolk, H., L.B. Sparrius & C.M. van Herk (2023a). Effecten van ammoniak op korstmossen in Gelderland in de periode 1989-2022. BLWG-rapport 31. 109 pp.
van der Kolk, H., L.B. Sparrius & L. Verboom (2023b). Effecten van ammoniak op korstmossen in Groningen in de periode 1991-2022. BLWG-rapport 34. 81 pp.
van der Kolk, H., L. Verboom & L.B. Sparrius (2024). Effecten van ammoniak op korstmossen in Noord-Brabant in de periode 1993-2024. BLWG-rapport 37. 112 pp.
van der Kolk, H., L. Verboom & L.B. Sparrius (2025a). Effecten van ammoniak op korstmossen in Gelderland in de periode 1989-2024. BLWG-rapport 38. 43 pp.
van der Kolk, H., L. Verboom & L.B. Sparrius (2025b). Effecten van ammoniak op korstmossen in Utrecht in de periode 1979-2025. BLWG-rapport 42. 135 pp.
van der Pluijm, A. (2020). *Hyperphyscia lucida* (Physciaceae, lichenized Ascomycota), a new species from willow forests in the Biesbosch, the Netherlands. Lindbergia 43, 01138.
van der Pluijm, A., H. van der Kolk & L.B. Sparrius (2022). Tonghaarmuts (*Orthotrichum rogeri*) in Natura 2000-gebied de Biesbosch. BLWG-rapport 29. 43 pp.
van Dobben, H.F. (1990). Effekten van luchtverontreiniging op korstmossen, resultaten van meerjarige studies. De Levende Natuur 91, 179-183.
van Dobben, H.F. & A.J. de Bakker (1996). Re-mapping epiphytic lichen biodiversity in The Netherlands: effects of decreasing SO2 and increasing NH3. Acta Botanica Neerlandica 45, 55-71.
van Herk, C.M. (1990). Epifytische korstmossen in de provincies Drenthe, Overijssel en Gelderland. Provincie Overijssel, hoofdgroep ROI, Zwolle.
van Herk, C.M. (1996). Monitoring van ammoniak en zwaveldioxide met korstmossen in de provincie Utrecht. LON in opdracht van provincie Utrecht, dienst Water en Milieu en dienst Ruimte en Groen. Soest.
van Herk, C.M. (1997). Monitoring van ammoniak met korstmossen in Zeeland. Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (LON).
van Herk, C.M. (1998). Onderzoek naar de relatie tussen de ammoniakconcentratie en epifytische korstmossen. LON in opdracht van Stichting Vernieuwing Gelderse Vallei, provincie Friesland en provincie Noord-Brabant.
van Herk, C.M. (1999). Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. Lichenologist 31, 9-20.
van Herk, C.M. (2001). Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. Lichenologist 33, 419-441.
van Herk, C.M. (2002). Monitoring van ammoniak met korstmossen in Zeeland, 1997-2000. Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (LON).
van Herk, C.M. (2004a). Monitoring van ammoniak met korstmossen in Zeeland, 1997-2003. Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (LON).
van Herk, C.M. (2004b). Korstmossen in Gelderland: milieuindicatie, natuurwaarde, veranderingen 1990−2002. Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (LON).
van Herk, C.M. (2007). Korstmossen in Zeeland: milieuindicatie, natuurwaarde, veranderingen 1997-2006. Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (LON).
van Herk, C.M. (2009). Climate change and ammonia from cars as notable recent factors influencing epiphytic lichens in Zeeland, Netherlands. Bibliotheca Lichenologica 99, 205-224.

van Herk, C.M. (2019a). Teloorgang van epifyten in de bossen op de Utrechtse Heuvelrug. Buxbaumiella 115, 14-22.

van Herk, C.M. (2019b). Monitoring van korstmossen in de provincie Utrecht, 1979 – 2018. Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (LON).

van Herk, C.M. (2019c). Monitoring van korstmossen in de provincie Zeeland, 1997 – 2019. Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (LON).

van Herk, C.M. (2021). Monitoring van korstmossen in de provincie Overijssel, 1989 – 2020. Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (LON).

Van Herk, C.M. (2023). Monitoring van de effecten van ammoniak en klimaat op korstmossen in de provincie Drenthe, 1991-2022. Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (LON).

van Herk, C.M., A. Aptroot & H.F. van Dobben (2002). Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. Lichenologist 34, 141-154.

van Herk, C.M., A. Aptroot & L.B. Sparrius (2018). Veldgids korstmossen. KNNV Uitgeverij.

van Herk, C.M., Spier, L., Aptroot, A. & Sparrius, L.B. (2000). Achteruitgang van de korstmossen in het Speulderbos. De Levende Natuur 101, 149-153.

Verboom, L., H. van der Kolk & L.B. Sparrius (2025). Effecten van ammoniak op korstmossen in Zuid-Holland in 2024. BLWG rapport 45.

Wamelink, W., H.V. van Dobben, F. Zee, A.V. Hinsberg & R. Bobbink (2023). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000: Herziening 2023. Wageningen: Wageningen Environmental Research.

Wirth, V. (2010). Ecological indicator values of lichens - enlarged and updated species list. Herzogia 23, 229-248.

Bijlage A. Overzicht waargenomen korstmossen en trends

Overzicht van korstmossen die in het meetnet zijn waargenomen en trendberekeningen.

Uitleg van de kolommen in de tabel

Soorteigenschappen:

RL = Rode Lijst categorie (GE = Gevoelig, KW = Kwetsbaar, BE = Bedreigd, EB = Ernstig bedreigd, VN = Verdwenen).

Z = Landelijke zeldzaamheid (a = algemeen, z = schaars, zz = zeldzaam, zzz = zeer zeldzaam).

IW = Kolom geeft aan of een soort bijdraagt aan de AIW ('A') of NIW ('N')

2025:

Statistieken zijn van alle meetpunten die in 2025 zijn onderzocht (totaal 283 meetpunten):

n = Aantal meetpunten waarin een soort is aangetroffen

kwant = Som van de kwantiteit van de betreffende soort

Trend 2019-2025

Verandering van de soort tussen de meetrondes van 2019 en 2025, uitgedrukt in presentie (percentages) op meetpunten. De trendberekening is gedaan door het voorkomen van soorten in de meetrondes van 2019 en 2025 met elkaar te vergelijken, voor alleen die meetpunten die in beide meetrondes bezocht zijn (223 meetpunten).

Meetpunten (%) '19 = Percentage van meetpunten waarin de soort in meetronde 2019 is aangetroffen

Meetpunten (%) '25 = Percentage van meetpunten waarin de soort in meetronde 2025 is aangetroffen

Trend (%) '19-'25 = Verschil in percentage aantal meetpunten waarin een soort is aangetroffen tussen de meetrondes 2019 en 2025. Een positief getal betekend dat een soort tussen 2019 en 2025 is toegenomen.

Wanneer een trendgetal in de tabel ontbreekt betreft het een soort die alleen in 2025 op nieuw uitgezette meetpunten is aangetroffen. Soorten gemarkeerd met * betreffen soortparen die in het verleden niet altijd correct zijn onderscheiden. In de tabel wordt de presentie voor 2025 voor beide soorten apart vermeld, maar de trends wordt gegeven voor beide soorten samengenomen.

Zie bijlage C en D voor trends en significante veranderingen over de hele periode 1997-2025.

					2025		Meetpunten (%)		Trend (%)
Wetenschappelijke naam	**Nederlandse naam**	**RL**	**Z**	**IW**	**n**	**kwant**	**'19**	**'25**	**'19-'25**
Alyxoria culmigena	Rivierschriftmos		a		136	373	52,9	51,6	-1,3
Alyxoria ochrocheila	Geel schriftmos		z		22	52	1,3	8,5	+7,2
Alyxoria varia *	Kort schriftmos		a		261	1301			
Alyxoria viridipruinosa *	Limoenschriftmos		a		61	168			
Alyxoria varia / viridipruinosa *	Kort- / Limoenschriftmos		a				82,1	93,7	+11,7
Amandinea punctata	Vliegenstrontjesmos		a		202	708	85,2	72,6	-12,6
Anisomeridium biforme	Stinzenkorst		z		139	343	31,4	51,6	+20,2
Anisomeridium polypori	Schoorsteentje		a		117	331	39,9	47,1	+7,2
Arthonia atra	Zwart schriftmos		a		119	285	42,2	44,8	+2,7
Arthonia didyma	Beukenvlekje		z		16	35	0,0	6,3	+6,3
Arthonia excipienda	Populierenvlekje	EB	zzz		0	0	0,9	0,0	-0,9
Arthonia radiata	Amoebekorst		a		184	639	77,1	64,1	-13,0
Athallia cerinella	Klein boomzonnetje		a		142	397	8,1	51,1	+43,0
Athallia cerinelloides	Geel boomzonnetje		zz		0	0	1,3	0,0	-1,4
Athallia holocarpa	Muurzonnetje		a	N	16	27	12,1	6,7	-5,4
Athallia pyracea	Gewoon boomzonnetje		z		9	12	0,0	3,1	+3,1
Bacidia arceutina	Bleke knoopjeskorst	KW	zz		2	4	0,0	0,4	+0,4
Bacidia laurocerasi	Purperknoopjeskorst	KW	zzz		7	12	0,0	2,7	+2,7

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	RL	Z	IW	2025 n	2025 kwant	Meetpunten (%) '19	Meetpunten (%) '25	Trend (%) '19-'25
Bacidina adastra	Fijne knoopjeskorst		a		56	129	26,0	20,2	-5,8
Bacidina chloroticula	Gladde knoopjeskorst		zz		0	0	0,4	0,0	-0,4
Bacidina friesiana	Bonte knoopjeskorst		Zz		1	2	0,0	0,4	+0,4
Bacidina modesta	Boomvoetknoopjeskorst		z		2	5	0,9	0,9	0,0
Bacidina neosquamulosa	Nieuwe knoopjeskorst		z		1	3	3,1	0,4	-2,7
Buellia griseovirens	Grijsgroene stofkorst		a		3	7	2,2	0,9	-1,3
Calogaya pusilla	Sinaasappelkorst		a		0	0	0,9	0,0	-0,9
Caloplaca cerina	Oranje boomzonnetje	GE	zzz		6	9	0,0	2,7	+2,7
Caloplaca obscurella	Gewone kraterkorst		a		171	530	32,7	62,8	+30,0
Candelaria concolor	Vals dooiermos		a		107	359	27,8	35,4	+7,6
Candelariella aurella	Kleine geelkorst		a	N	3	5	1,3	1,3	0,0
*Candelariella efflorescens / rubrisoli **	Poedergeelkorst		a	N	87	282			
*Candelariella reflexa s.s. **	Grove poedergeelkorst		z	N	1	2			
*Candelariella reflexa s.l. **	Poedergeelkorst s.l.		a	N			34,1	28,7	-5,4
Candelariella vitellina	Grove geelkorst		a	N	25	59	7,6	9,0	+1,4
Candelariella xanthostigma	Fijne geelkorst		a	N	33	78	5,4	11,7	+6,3
Catillaria chalybeia	Donkere rookkorst		a		4	9	0,4	1,3	+0,9
Catillaria flexuosa		GE	zzz		3	6	0,0	0,4	+0,4
*Catillaria fungoides **	Steriele rookkorst		z		12	22			
*Catillaria nigroclavata **	Boomrookkorst		a		136	432			
*Catillaria nigroclavata / fungoides **	Boom- / Steriele rookkorst		a				26,0	46,2	+20,2
Chaenotheca chrysocephala	Geel schorssteeltje		zz		1	2	0,0	0,4	+0,4
Chaenotheca ferruginea	Roestbruin schorssteeltje		a	A	1	2	0,4	0,4	0,0
Chaenotheca hispidula	Kort schorssteeltje		zz		4	14	0,0	1,8	+1,8
Chaenotheca trichialis	Grijs schorssteeltje		a		2	8	0,9	0,9	0,0
Chrysothrix candelaris	Gele poederkorst		zz		0	0	0,9	0,0	-0,9
Cladonia coniocraea	Smal bekermos		a	A	1	2	0,0	0,4	+0,4
Cladonia fimbriata	Kopjes-bekermos		a	A	6	16	3,6	2,2	-1,4
Cladonia humilis	Frietzak-bekermos		a		0	0	0,4	0,0	-0,4
Cliostomum griffithii	Gespikkelde witkorst		a		30	81	15,2	11,2	-4,0
Coenogonium pineti	Valse knoopjeskorst		a		9	22	2,7	4,0	+1,4
Coniocarpon cinnabarinum	Rood schorsvlekje		zz		2	2	0,0	0,9	+0,9
Coppinsiella ulcerosa	Iepenkraterkorst		zz		79	241	2,2	34,1	+31,8
Cyphelium sessile	Parasietkopspijkertje		zzz		1	2	0,0	0,4	+0,4
Dendrographa decolorans	Purperkring		a		57	96	4,9	21,1	+16,1
Diarthonis spadicea	Inktspatkorst		a		41	140	8,5	15,2	+6,7
Dichoporis taylorii	Kalkspikkel		zz		6	15	0,0	1,8	+1,8
Diploicia canescens	Kauwgommos		a		118	317	35,9	43,5	+7,6
Diplotomma pharcidium	Boomcementkorst	BE	zz		5	10	0,0	1,8	+1,8
Enterographa crassa	Grauwe runenkorst		zz		28	60	3,6	10,3	+6,7
Evernia prunastri	Eikenmos		a	A	20	55	9,9	5,8	-4,0
Fellhanera subtilis	Schaduwdruppelkorst		zz		0	0	0,4	0,0	-0,4
Fellhanera viridisorediata	Gewone druppelkorst		a		6	11	7,2	2,7	-4,5
Flavoparmelia caperata	Bosschildmos		a		39	104	15,2	11,7	-3,6
Flavoparmelia soredians	Groen boomschildmos		a		39	106	9,9	9,9	0,0
Flavoplaca flavocitrina	Valse citroenkorst		a		43	106	9,4	16,1	+6,7
Flavoplaca ruderum	Kerkcitroenkorst		a		0	0	0,9	0,0	-0,9
Fuscidea lightfootii	Boomsuikerkorst		zz		1	2			
Fuscidea pusilla	Groene suikerkorst		zz		1	2			
Glaucomaria carpinea	Melige schotelkorst		a		197	612	66,4	66,8	+0,4
Glaucomaria subcarpinea	Berijpte schotelkorst		zz		13	15	13,9	4,9	-9,0
Graphis scripta	Gewoon schriftmos		a		2	4	0,4	0,4	0,0
Haematomma ochroleucum	Witgerande stofkorst		a		0	0	0,4	0,0	-0,4
Halecania viridescens	Porseleinkorst		z		11	27	2,2	2,2	0,0
Hyperphyscia adglutinata	Dun schaduwmos		a		262	1192	86,5	91,9	+5,4
Hyperphyscia lucida	Glimmend schaduwmos		zzz		2	4	0,0	0,9	+0,9
Hypogymnia physodes	Gewoon schorsmos	GE	a	A	1	2	1,8	0,4	-1,3
Hypogymnia tubulosa	Witkopschorsmos	GE	a	A	0	0	0,9	0,0	-0,9
Hypotrachyna afrorevoluta / revoluta	Gebogen- / Grofgebogen schildmos		a		26	57	6,3	5,4	-0,9
Jamesiella anastomosans	Aspergekorst		a		4	8	2,2	1,8	-0,4
Lecania cyrtella	Boomglimschoteltje		a		160	501	25,6	58,3	+32,7
Lecania erysibe	Stofglimschoteltje		a		2	4	0,4	0,9	+0,4
Lecania naegelii	Rookglimschoteltje		a		167	526	43,0	60,5	+17,5
Lecanora argentata	Bosschotelkorst		z		2	6	0,9	0,9	0,0
Lecanora barkmaniana	Ammoniakschotelkorst		a		119	341	30,9	43,0	+12,1
Lecanora chlarotera	Witte schotelkorst		a		273	1250	97,3	96,4	-0,9

					2025		Meetpunten (%)		Trend (%)
Wetenschappelijke naam	**Nederlandse naam**	**RL**	**Z**	**IW**	**n**	**kwant**	**'19**	**'25**	**'19-'25**
Lecanora compallens	Miskende schotelkorst		a		92	231	40,8	34,5	-6,3
Lecanora confusa	Twijgschotelkorst		zz		43	70	12,6	11,7	-0,9
Lecanora expallens	Bleekgroene schotelkorst		a		188	705	70,4	69,1	-1,3
Lecanora horiza	Donkere schotelkorst		a		41	72	9,4	17,5	+8,1
Lecanora sinuosa	Bochtige schotelkorst		z		11	19	4,0	4,0	0,0
Lecanora symmicta	Bolle schotelkorst		a		18	31	14,8	7,2	-7,6
Lecidella elaeochroma	Gewoon purperschaaltje		a		278	1471	98,7	97,8	-0,9
Lecidella flavosorediata	Fijne mosterdkorst		a		8	11	1,3	2,7	+1,3
Lecidella scabra	Grijsgroene steenkorst		a		2	2	1,3	0,9	-0,4
Lecidella stigmatea	Steenpurperschaaltje		a		0	0	1,3	0,0	-1,4
Lepra amara	Ananaskorst	KW	z		1	2	0,0	0,4	+0,4
Lepraria finkii	Gelobde poederkorst		a		28	95	7,2	9,9	+2,7
Lepraria incana	Gewone poederkorst		a	A	23	72	13,5	9,0	-4,5
Lepraria rigidula	Grove poederkorst		a		2	5	0,0	0,4	+0,4
Melanelixia glabratula	Glanzend boomschildmos		a		9	24	0,4	3,6	+3,1
Melanelixia subaurifera	Verstop-schildmos		a		38	115	17,9	10,3	-7,6
Melanohalea elegantula	Sierlijk schildmos		a		3	4	0,0	0,4	+0,4
Melanohalea exasperata	Papilleus schildmos	GE	zzz		1	1			
Melanohalea laciniatula	Lobjesschildmos		z		1	1			
Micarea micrococca	Bosoogje		z		0	0	0,4	0,0	-0,4
Micarea prasina	Houtoogje		z		2	4	0,4	0,9	+0,4
Micarea subviridescens	Grauw oogje	GE	zzz		1	3	0,0	0,4	+0,4
Myriolecis albescens	Kalkschotelkorst		a		1	2	0,0	0,4	+0,4
Myriolecis crenulata	Rafelschotelkorst		a		1	1	0,0	0,4	+0,4
Myriolecis dispersa	Verborgen schotelkorst		a	N	77	203	21,5	29,6	+8,1
Myriolecis hagenii	Kleine schotelkorst		a	N	137	383	50,2	49,3	-0,9
Naetrocymbe punctiformis	Gewone stipjes		z		2	5	0,0	0,9	+0,9
Normandina chlorococca	Parasietkorst	GE	zzz		1	3	0,0	0,4	+0,4
Normandina pulchella	Hamsteroortje		a		9	20	1,3	3,1	+1,8
Opegrapha niveoatra	Klein schriftmos		a		87	280	23,3	30,5	+7,2
Opegrapha vermicellifera	Gestippeld schriftmos		a		1	2			
Opegrapha vulgata	Wit schriftmos		z		31	83	1,3	12,1	+10,8
Pachnolepia pruinata	Aspirinekorst		zz		1	1	0,0	0,4	+0,4
Parmelia sulcata	Gewoon schildmos		a		59	209	27,8	17,5	-10,3
Parmotrema perlatum	Groot schildmos		a		38	94	10,8	11,7	+0,9
Parmotrema pseudoreticulatum	Gewimperd schildmos		zz		2	4			
Parmotrema reticulatum	Netschildmos	GE	zzz		1	1	0,9	0,4	-0,4
Pertusaria coccodes	Bleek speldenkussentje		z		2	6	0,9	0,9	0,0
Pertusaria hymenea	Open speldenkussentje		zz		1	3	0,4	0,4	0,0
Pertusaria leioplaca	Glad speldenkussentje		zz		2	5	0,0	0,9	+0,9
Pertusaria pertusa	Gewoon speldenkussentje		z		7	19	2,2	2,7	+0,4
Phaeophyscia endophoenicea	Lipschaduwmos		zz		1	3	0,4	0,4	0,0
Phaeophyscia orbicularis	Rond schaduwmos		a	N	104	334	32,7	33,2	+0,4
Phlyctis argena	Lichtvlekje		a		11	20	2,2	3,6	+1,4
Physcia adscendens	Kapjesvingermos		a	N	266	1220	97,3	94,6	-2,7
Physcia caesia	Stoeprandvingermos		a	N	15	27	4,0	3,1	-0,9
Physcia clementei	Isidieus vingermos		a		11	20	1,3	2,2	+0,9
Physcia dubia	Bleek vingermos		a	N	1	1	0,9	0,4	-0,4
Physcia stellaris	Groot vingermos		zz		0	0	0,9	0,0	-0,9
Physcia tenella	Heksenvingermos		a	N	31	96	14,3	7,6	-6,7
Physcia tribacioides	Witkopvingermos		z		8	12	1,3	2,2	+0,9
Physconia grisea	Grauw rijpmos		a		62	185	17,5	18,4	+0,9
Physconia perisidiosa	Duinrijpmos		zz		1	2			
Piccolia ochrophora	Licht muggenstrontjesmos	GE	zzz		6	11	0,0	1,8	+1,8
Pleurosticta acetabulum	Olijf-schildmos		a		2	2	0,0	0,4	+0,4
Polycauliona candelaria	Kroezig dooiermos		a	N	4	6	0,4	1,3	+0,9
Polycauliona polycarpa	Klein dooiermos		a	N	40	76	30,9	11,7	-19,3
Porina aenea	Schors-olievlekje		a		11	23	0,0	4,0	+4,0
Porina byssophila	Rommelig olievlekje		z		125	405	13,9	48,4	+34,5
Pseudoschismatomma rufescens	Verzonken schriftmos		a		207	848	58,7	77,1	+18,4
Punctelia borreri	Witstippelschildmos		a		35	101	8,5	9,4	+0,9
*Punctelia jeckeri **	Rijpschildmos		a		28	91			
*Punctelia subrudecta **	Gestippeld schildmos		a		74	226			
*Punctelia subrudecta / jeckeri **	Gestippeld- / Rijpschildmos		a				25,6	23,3	-2,2
Pyrrhospora quernea	Grove mosterdkorst		a		12	31	4,5	4,5	0,0
Ramalina canariensis	Breed takmos		zz		8	10	1,3	1,8	+0,4

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	RL	Z	IW	2025 n	2025 kwant	Meetpunten (%) '19	Meetpunten (%) '25	Trend (%) '19-'25
Ramalina farinacea	Melig takmos		a		62	161	26,0	18,8	-7,2
Ramalina fastigiata	Trompettakmos		a		41	99	14,8	9,9	-4,9
Ramalina fraxinea	Groot takmos	BE	zz		1	1	0,0	0,4	+0,4
Ramalina lacera	Waaiertakmos	BE	zz		2	3	0,4	0,4	0,0
Reichlingia anombrophila			zzz		1	2	0,0	0,4	+0,4
Rinodina efflorescens	Bleke peperkorst	GE	zzz		1	2	0,4	0,4	0,0
Rinodina oleae	Donkerbruine schotelkorst		a	N	49	117	12,1	18,8	+6,7
Rinodina pityrea	Blauwe mosterdkorst		z		36	96	9,0	14,3	+5,4
Scythioria phlogina	Boomcitroenkorst		z	N	74	202	22,4	29,6	+7,2
Sporodophoron cretaceum	Witkring	GE	zzz		5	6	0,0	0,9	+0,9
Strangospora pinicola	Gewoon muggenstrontjesmos		zz		1	2	0,4	0,4	0,0
Swinscowia jamesii	Boomspikkel	GE	zzz		1	2	0,4	0,4	0,0
Thelenella modesta	Vals speldenkussentje	VN	zzz		17	34	0,0	7,2	+7,2
Usnea hirta	Bleek baardmos	BE	zz	A	0	0	0,4	0,0	-0,4
Usnea subfloridana	Gewoon baardmos	BE	zz	A	0	0	0,4	0,0	-0,4
Xanthomendoza fallax	Dragonderdooiermos	GE	zzz		1	1	0,0	0,4	+0,4
Xanthoria calcicola	Oranje dooiermos		a	N	30	54	6,7	10,8	+4,0
Xanthoria parietina	Groot dooiermos		a	N	269	1290	96,9	94,6	-2,2

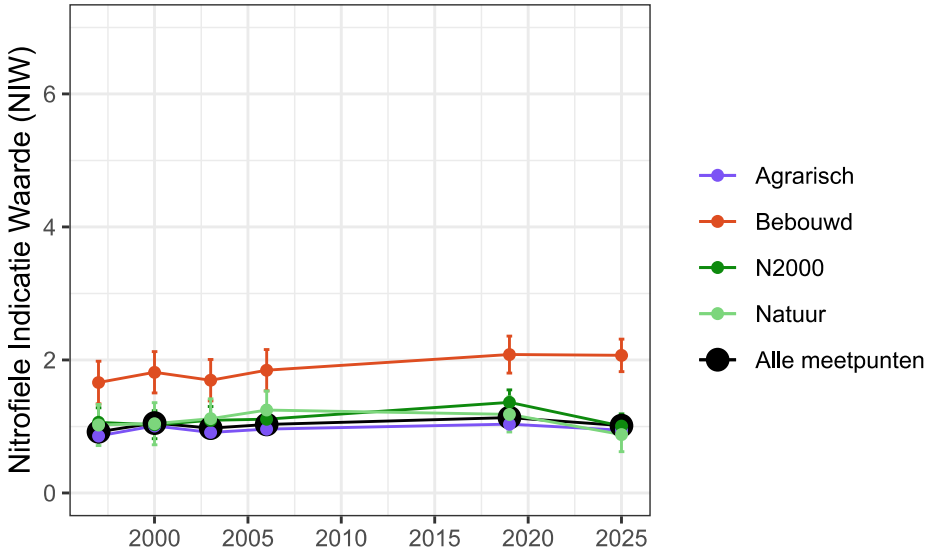
Bijlage B. Overzicht waargenomen mossen en trends

Overzicht van mossen die in het meetnet zijn waargenomen en trendberekeningen. Zie Bijlage A voor de uitleg van de betekenis van de verschillende kolommen.

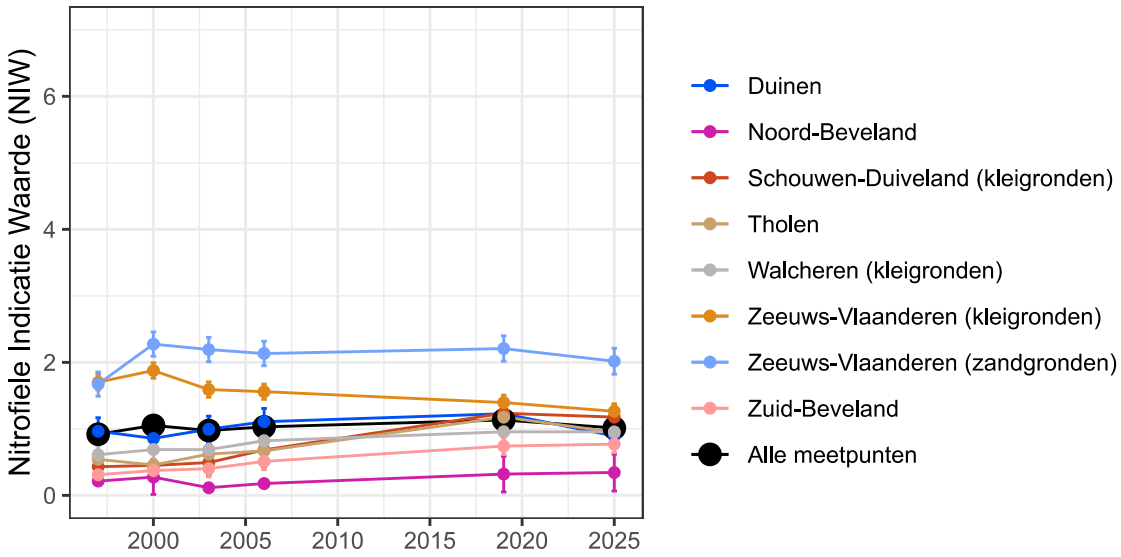
				2025		Meetpunten (%)		Trend (%)
Wetenschappelijke naam	**Nederlandse naam**	**RL**	**Z**	**n**	**kwant**	**'19**	**'25**	**'19-'25**
Amblystegium serpens	Gewoon pluisdraadmos		a	8	16	1,3	2,7	+1,3
Barbula unguiculata	Kleismaragdsteeltje		a	1	2	0,0	0,4	+0,4
Brachythecium rutabulum	Gewoon dikkopmos		a	162	556	51,1	57,0	+5,8
Bryum argenteum	Zilvermos		a	1	5	1,3	0,4	-0,9
Bryum barnesii	Geelkorrelknikmos		a	1	2	0,0	0,4	+0,4
Bryum capillare	Gedraaid knikmos		a	38	100	7,2	13,9	+6,7
Bryum dichotomum	Grofkorrelknikmos		a	0	0	0,4	0,0	-0,4
Cephaloziella divaricata	Gewoon draadmos		a	0	0	0,4	0,0	-0,4
Ceratodon purpureus	Gewoon purpersteeltje		a	3	7	2,7	0,9	-1,8
Cololejeunea minutissima	Dwergwratjesmos		a	7	17	0,4	2,2	+1,8
Cryphaea heteromalla	Vliermos		a	3	4	0,0	0,4	+0,4
Dicranoweisia cirrata	Gewoon sikkelsterretje		a	13	32	4,0	3,6	-0,4
Dicranum scoparium	Gewoon gaffeltandmos		a	1	1	0,0	0,4	+0,4
Eurhynchium striatum	Geplooid snavelmos		a	1	3	0,0	0,4	+0,4
Frullania dilatata	Helmroestmos		a	22	47	6,3	6,3	0,0
Grimmia pulvinata	Gewoon muisjesmos		a	44	110	13,0	15,7	+2,7
Homalothecium sericeum	Gewoon zijdemos		a	4	6	0,0	1,8	+1,8
Hypnum cupressiforme	Gesnaveld klauwtjesmos		a	111	395	41,3	39,9	-1,4
Hypnum jutlandicum	Heideklauwtjesmos		a	0	0	0,4	0,0	-0,4
Isothecium myosuroides	Knikkend palmpjesmos		a	2	2	0,0	0,9	+0,9
Kindbergia praelonga	Fijn laddermos		a	33	72	19,7	12,6	-7,2
Leptodictyum riparium	Beekmos		a	0	0	0,4	0,0	-0,4
Metzgeria furcata	Bleek boomvorkje		a	15	38	3,1	5,4	+2,2
Mnium hornum	Gewoon sterrenmos		a	2	5	0,9	0,9	0,0
Orthotrichum affine	Gewone haarmuts		a	64	190	15,7	19,3	+3,6
Orthotrichum diaphanum	Grijze haarmuts		a	70	210	15,7	22,0	+6,3
Orthotrichum lyellii	Broedhaarmuts		a	5	11	0,9	0,4	-0,4
Orthotrichum pumilum	Dwerghaarmuts		zz	1	2			
Orthotrichum pumilum var. pumilum	Echte dwerghaarmuts		zzz	1	2			
Orthotrichum striatum	Gladde haarmuts		a	2	4	0,0	0,4	+0,4
Orthotrichum tenellum	Slanke haarmuts		a	5	12	0,0	1,3	+1,4
Oxyrrhynchium hians	Kleisnavelmos		a	1	2			
Plagiomnium affine	Rond boogsterrenmos		a	1	1	0,0	0,4	+0,4
Pseudoscleropodium purum	Groot laddermos		a	1	3	0,4	0,4	0,0
Radula complanata	Gewoon schijfjesmos		a	1	3	0,9	0,4	-0,4
Rhynchostegium confertum	Boomsnavelmos		a	114	348	30,5	42,6	+12,1
Syntrichia laevipila	Boomsterretje		a	5	7	0,0	1,3	+1,4
Syntrichia laevipila var. propagulifera	Broedbladsterretje		zz	1	3	0,0	0,4	+0,4
Syntrichia montana	Vioolsterretje		a	3	3	0,0	0,4	+0,4
Syntrichia papillosa	Knikkersterretje		a	20	55	0,9	4,5	+3,6
Syntrichia ruralis	Duinsterretje		a	3	5	0,0	0,4	+0,4
Syntrichia virescens	Uitgerand zodesterretje		a	5	13	0,0	0,4	+0,4
Tortula muralis	Gewoon muursterretje		a	6	12	0,9	1,8	+0,9
Ulota	Kroesmos (G)		a	4	7	0,9	1,3	+0,4
Ulota bruchii	Knotskroesmos		a	0	0	1,8	0,0	-1,8
Ulota crispa	Trompetkroesmos		a	0	0	1,8	0,0	-1,8
Ulota phyllantha	Broedkroesmos		a	1	2	0,0	0,4	+0,4
Zygodon conoideus	Staafjesiepenmos		a	1	2	0,0	0,4	+0,4
Zygodon viridissimus var. stirtonii	Echt iepenmos var. stirtonii		zzz	1	2	0,0	0,4	+0,4
Zygodon viridissimus var. viridissimus	Echt iepenmos var. viridissimus		z	2	5	0,0	0,9	+0,9

Bijlage C. Trends NIW gecorrigeerd voor boomsoort (NIW_{QU})

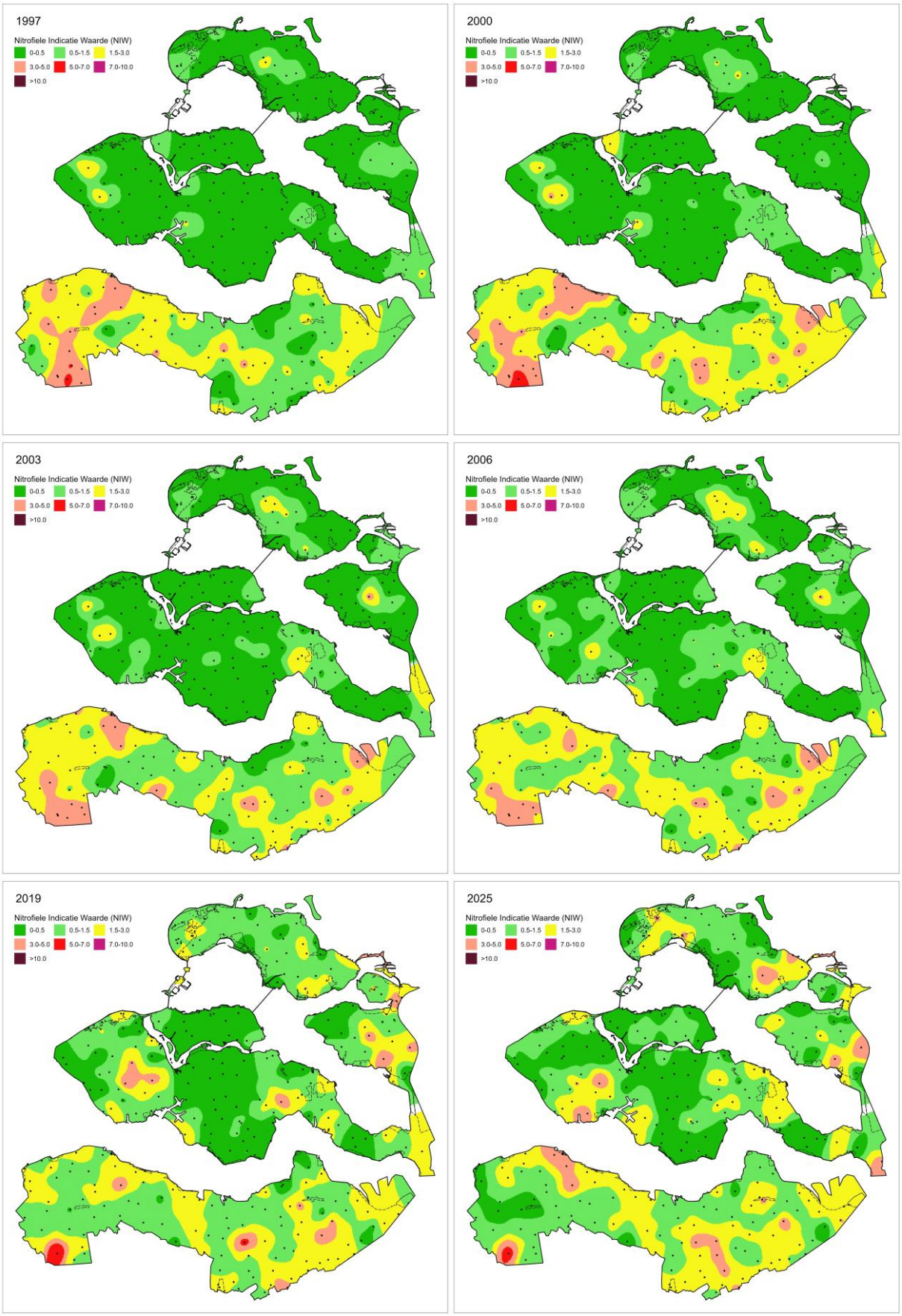
In het rapport wordt, in navolging van eerdere rapportages, de ongecorrigeerde NIW gerapporteerd. Omdat korstmossen op populieren en essen eerder op ammoniak reageren in vergelijking met korstmossen op eiken, moet de NIW gecorrigeerd worden voor boomsoort om een vergelijking met andere provincies mogelijk te maken. In alle andere provinciale meetnetten wordt de NIW voor eiken gerapporteerd (NIW_{QU}). Deze bijlage bevat grafieken en kaarten voor veranderingen in de NIW_{QU} in Zeeland (zie 2.3.3 voor hoe de NIW_{QU} wordt berekend).



Figuur C.1 Veranderingen in de Nitrofiele Indicatie Waarde (NIW) voor eiken (NIW_{QU}, meetpunten met populieren en essen zijn gecorrigeerd) in verschillende gebiedstypes in Zeeland in de periode 1997-2025.



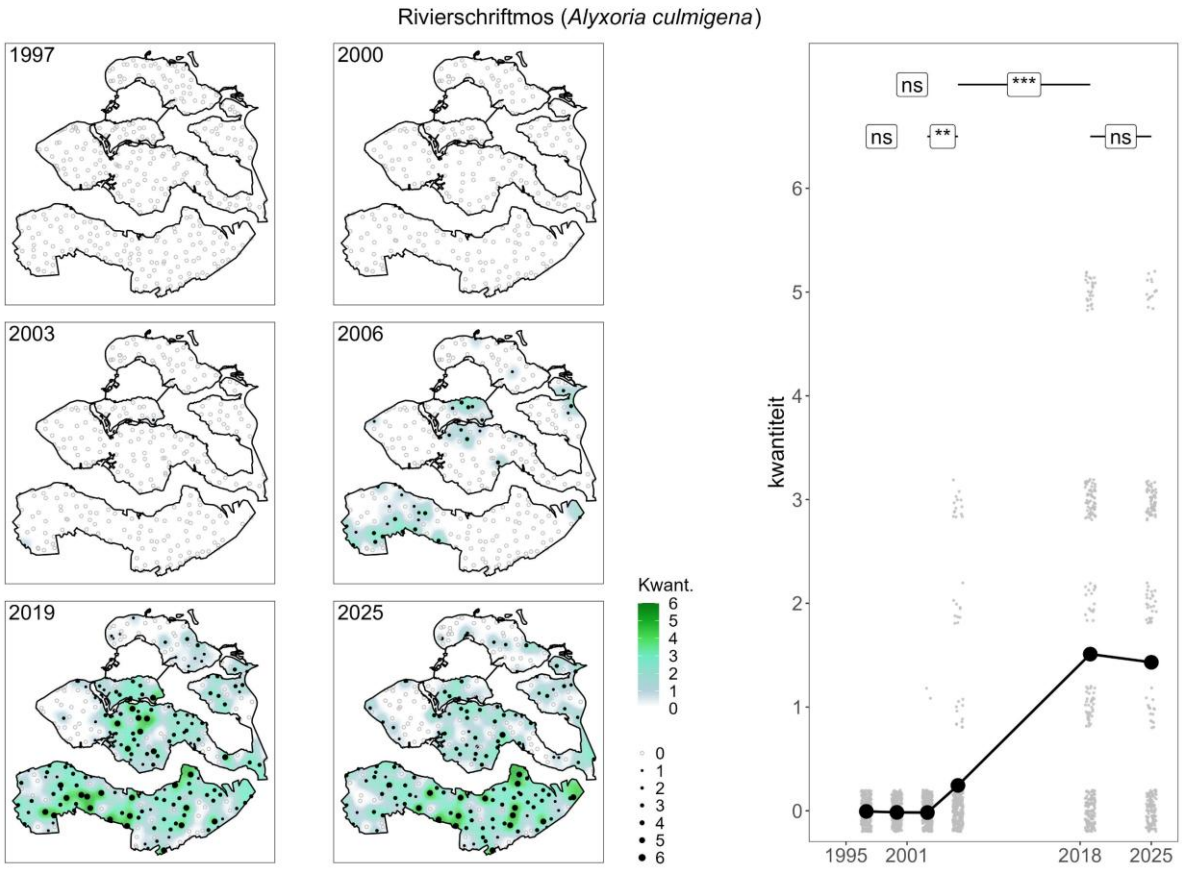
Figuur C.2 Veranderingen in de Nitrofiele Indicatie Waarde (NIW) voor eiken (NIW_{QU}, meetpunten met populieren en essen zijn gecorrigeerd) per regio in Zeeland in de periode 1997-2025.

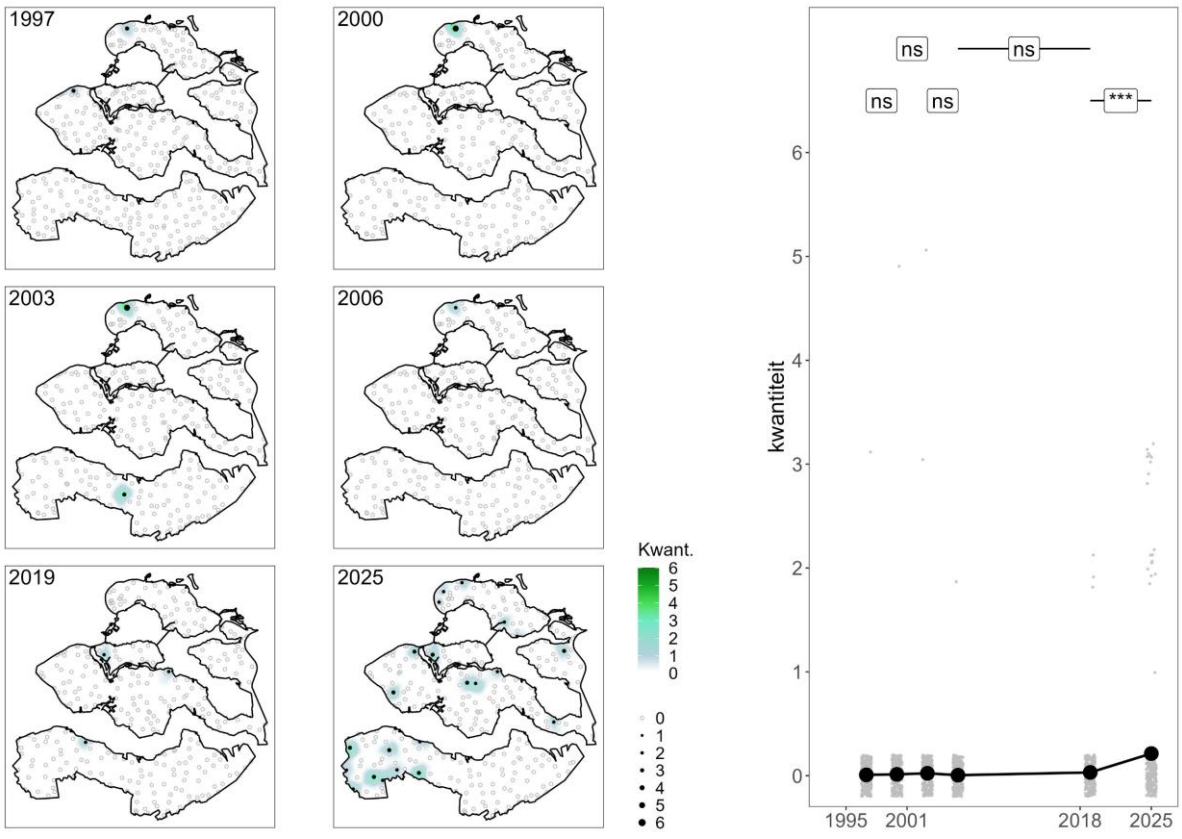


Figuur 3.9 De NIW voor eiken (NIW_{QU}, meetpunten met populieren en essen zijn gecorrigeerd) in 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 en 2025 in Zeeland. Zwarte stippen geven de locaties van meetpunten aan waarop interpolatie is gebaseerd. Zwarte stippellijnen geven de grenzen van Natura 2000-gebieden weer.

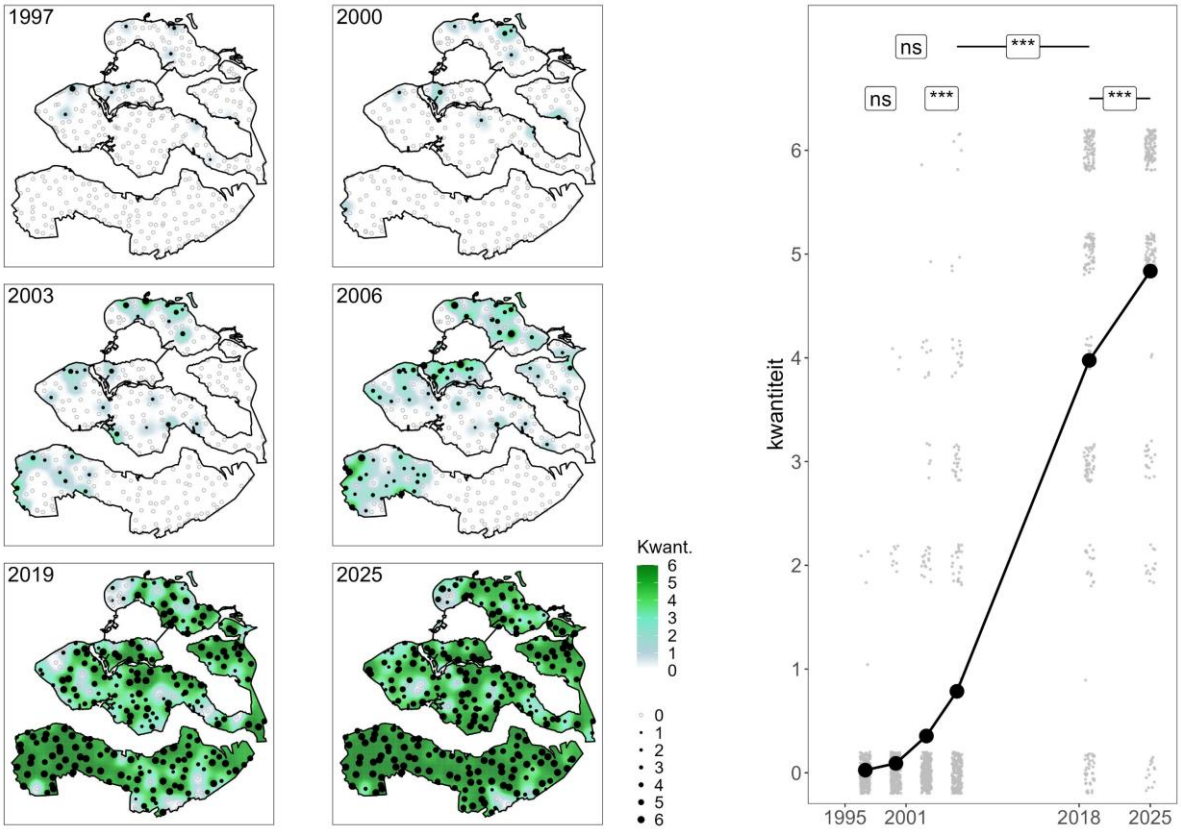
Bijlage D. Soortkaarten korstmossen

Soortkaarten worden gegeven voor de meetrondes 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 en 2025. Om het aantal kaarten te beperken zijn de zeldzaamste soorten weggelaten en alleen die soorten weergegeven die in de zes meetronden samen minimaal 10 keer zijn waargenomen. Het formaat van de stippen en de achtergrondkleur op de kaarten geven de kwantiteit weer waarin de soort is waargenomen (*Kwant.*). De kwantiteit is tussen meetpunten geïnterpoleerd met dezelfde functie die gebruikt is voor het maken van interpolatiekaarten voor graadmeters (zie 2.5.2). De trend geeft het verschil in presentie weer tussen opeenvolgende meetrondes. Significantie is berekend met behulp van een lineair mixed effects model, met kwantiteit als responsvariabele, meetronde als verklarende variabele en opnamenummer als random intercept. **ns**: niet significant; *****: 0.05 > P > 0.01; ******: 0,01 > P > 0,001; *******: 0,001 > P.

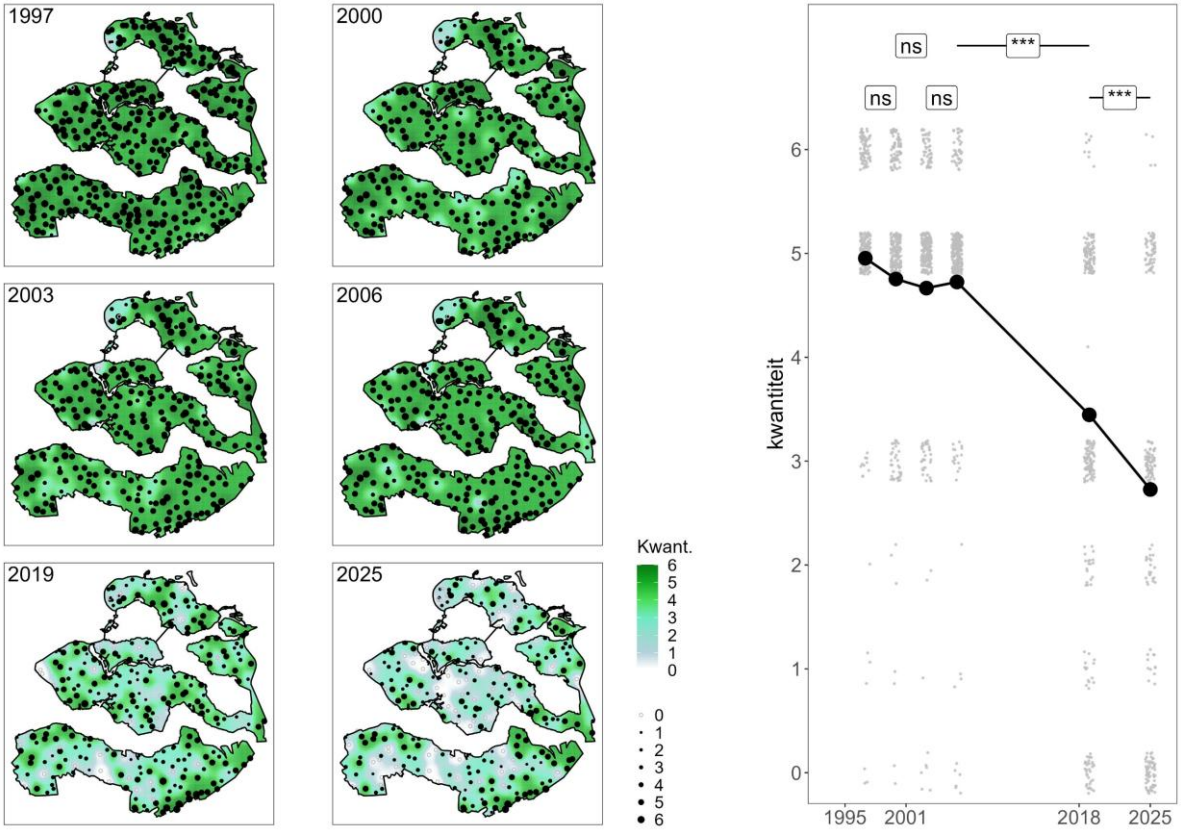

Rivierschriftmos (*Alyxoria culmigena*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
***
ns
**
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

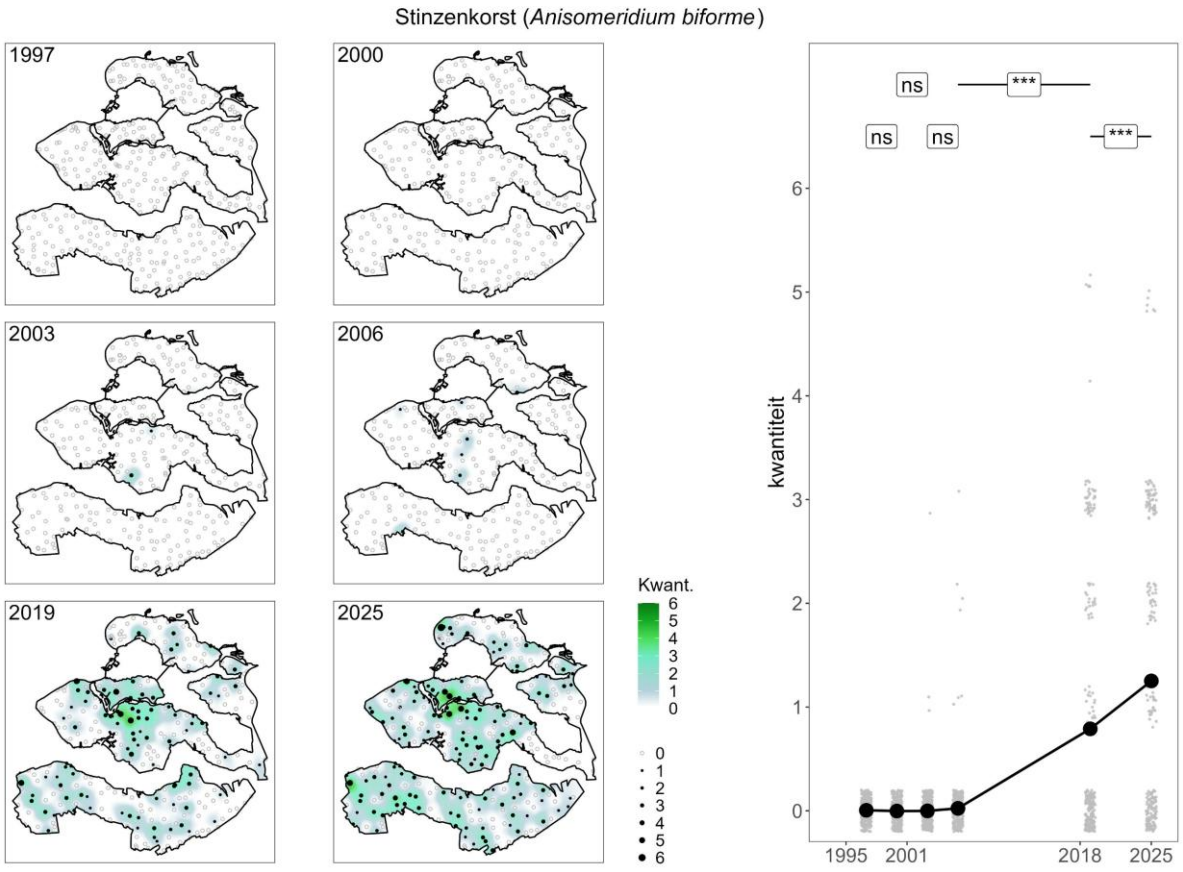

Geel schriftmos (*Alyxoria ochrocheila*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
***
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

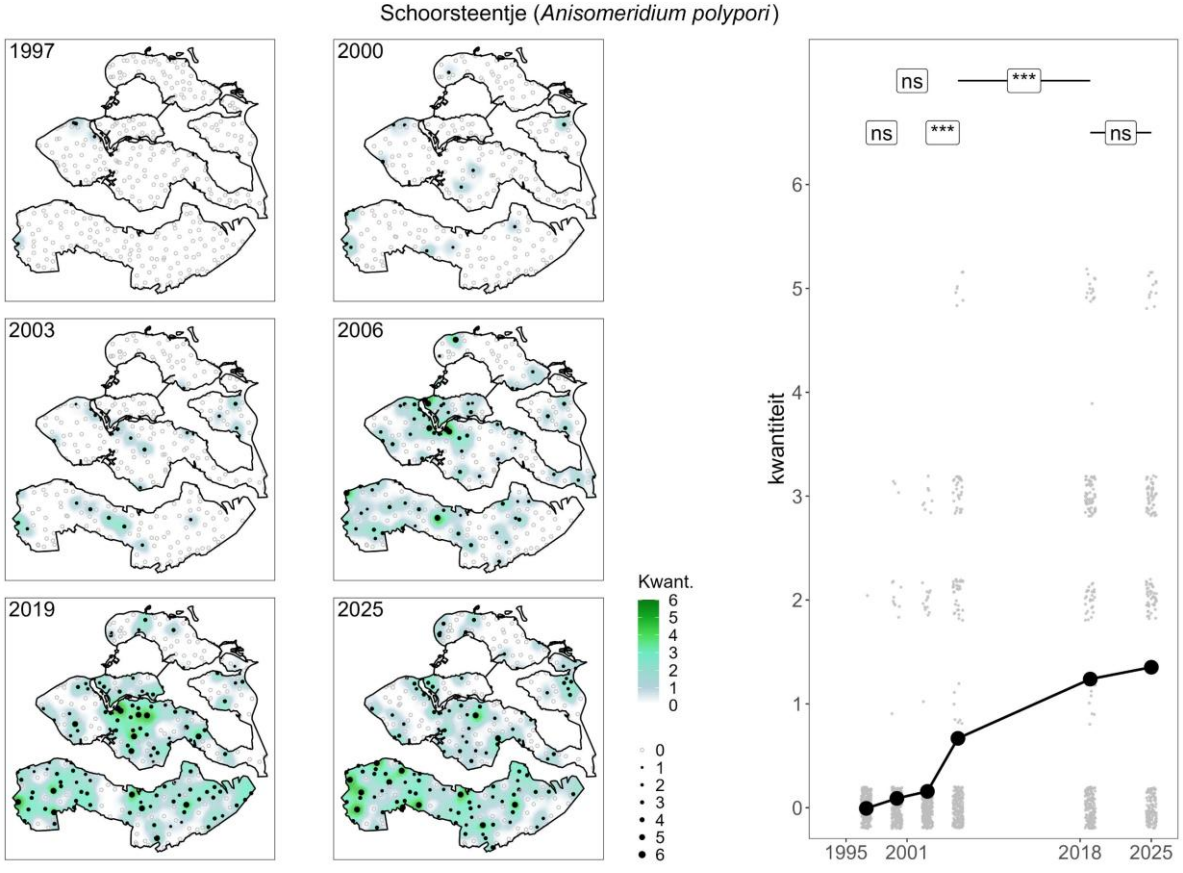
Kort- / Limoenschriftmos (*Alyxoria varia / viridipruinosa*)



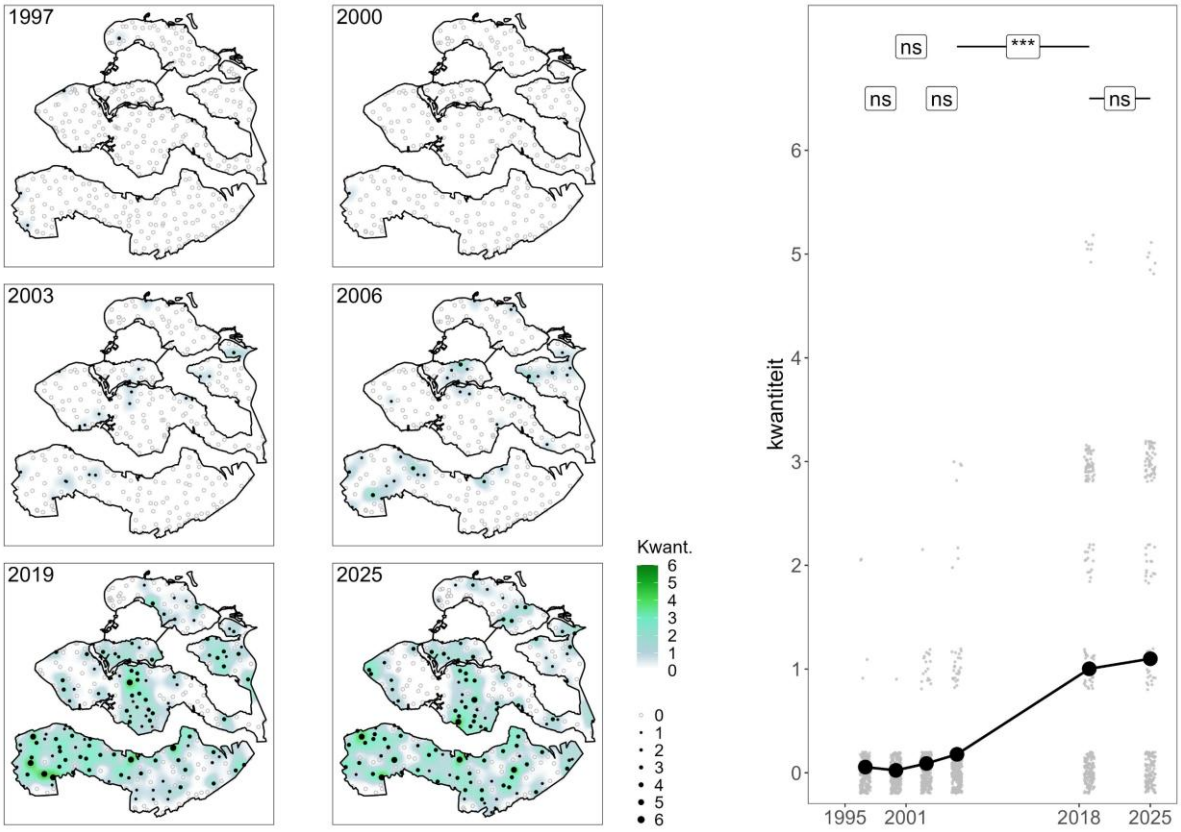
Vliegenstrontjesmos (*Amandinea punctata*)



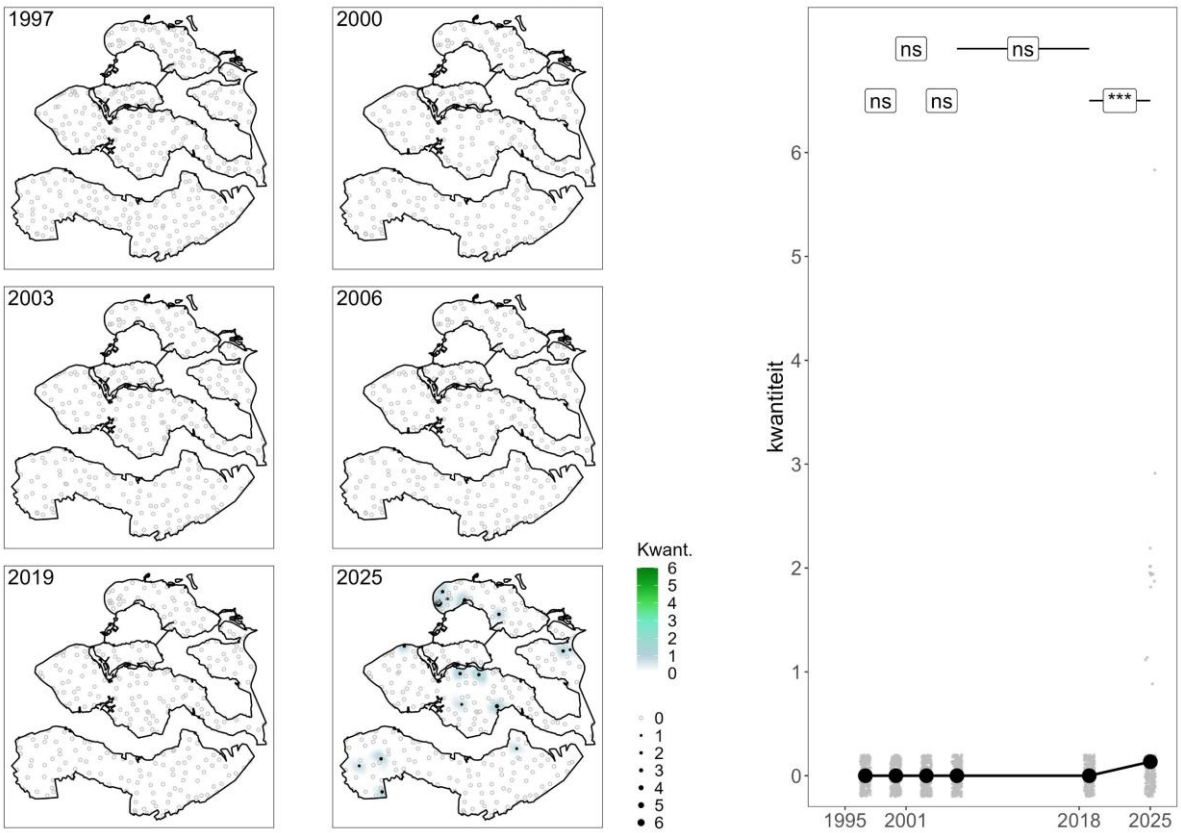

Stinzenkorst (*Anisomeridium biforme*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
***
ns
ns
***
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025


Schoorsteentje (*Anisomeridium polypori*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
***
ns
***
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

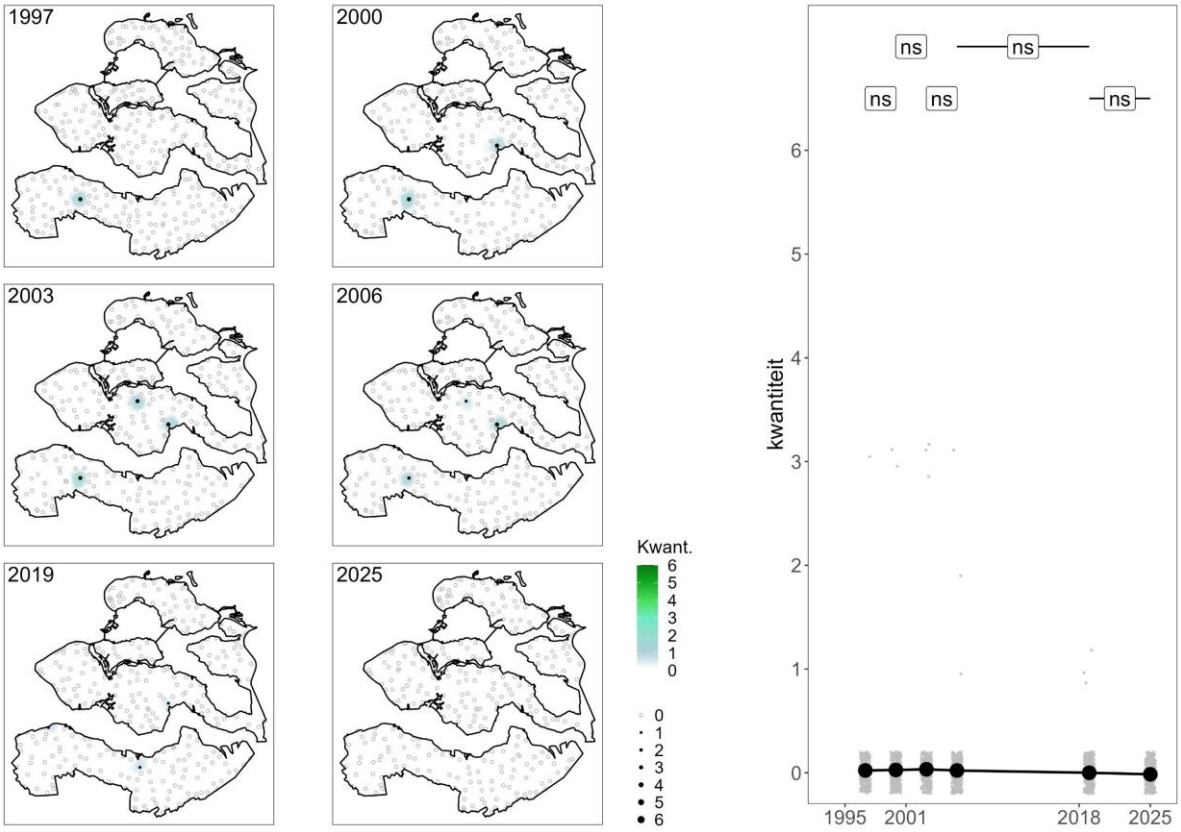
Zwart schriftmos (*Arthonia atra*)



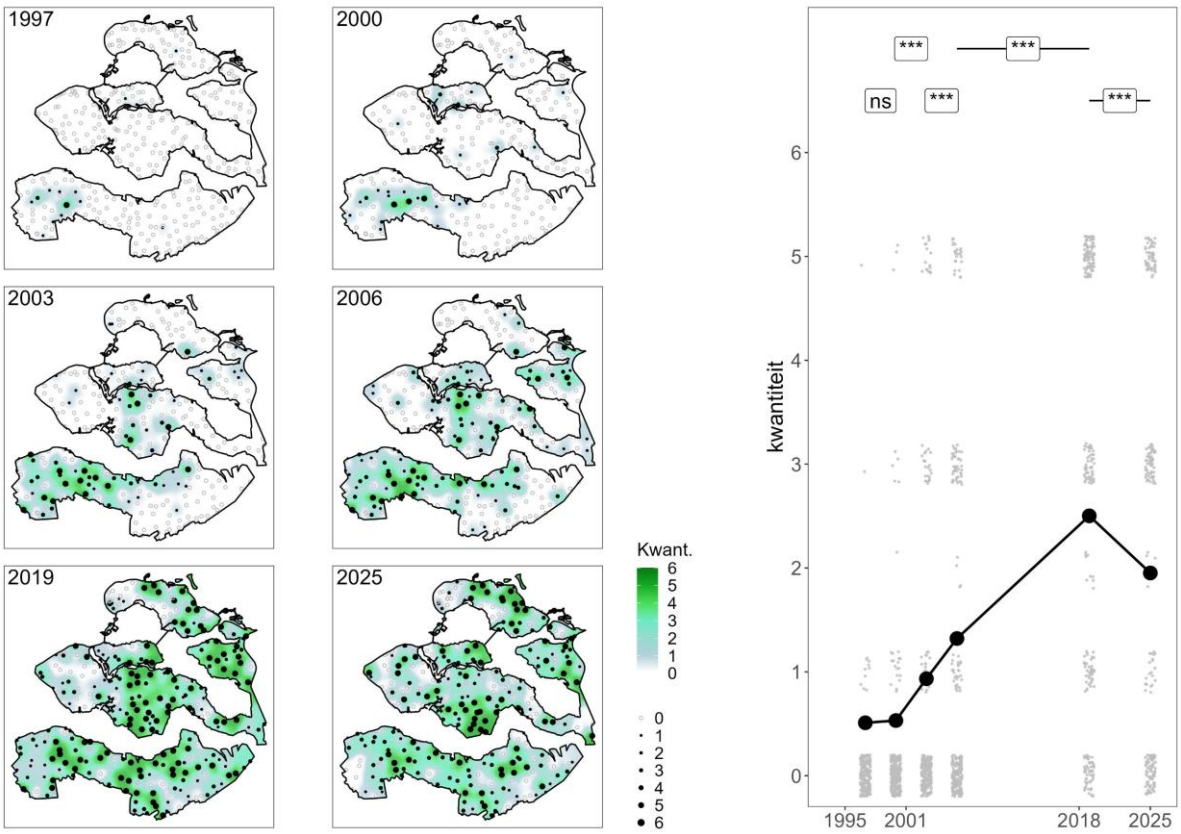
Beukenvlekje (*Arthonia didyma*)

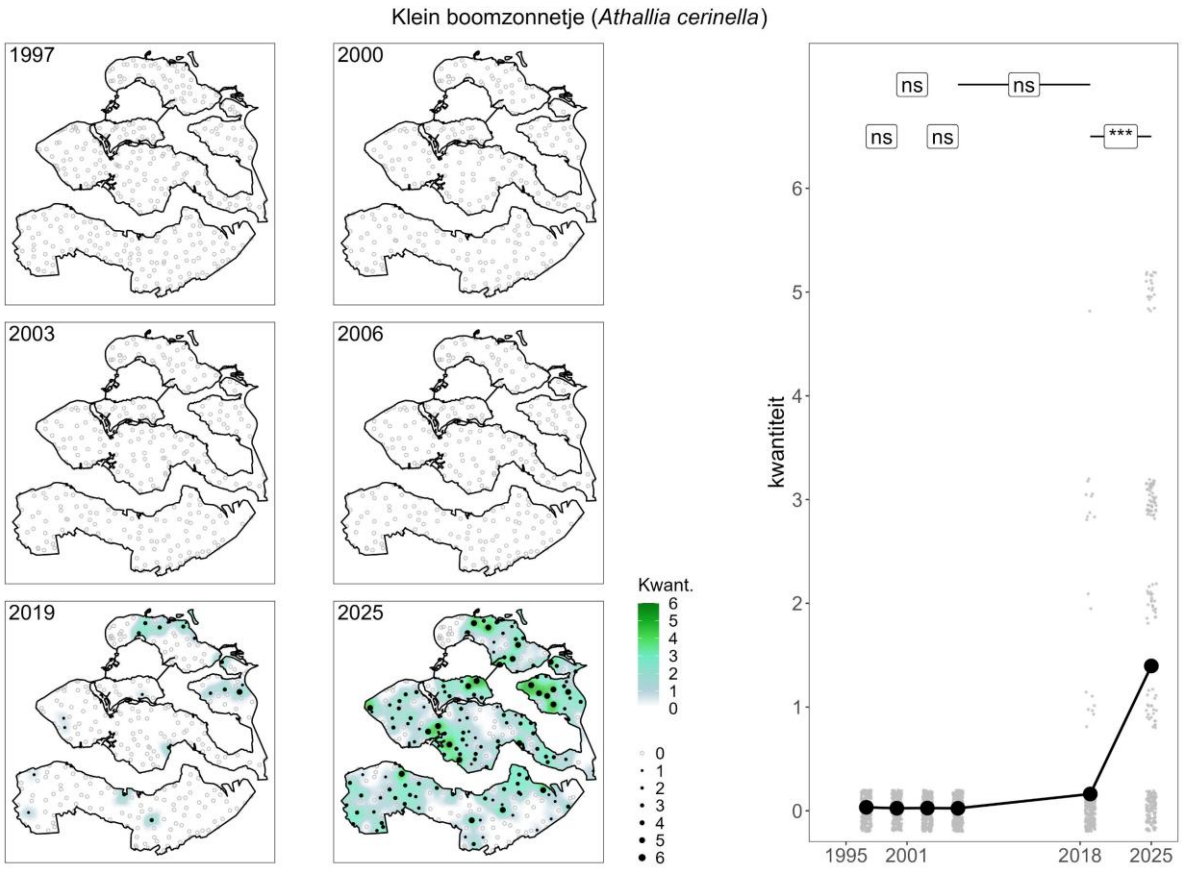


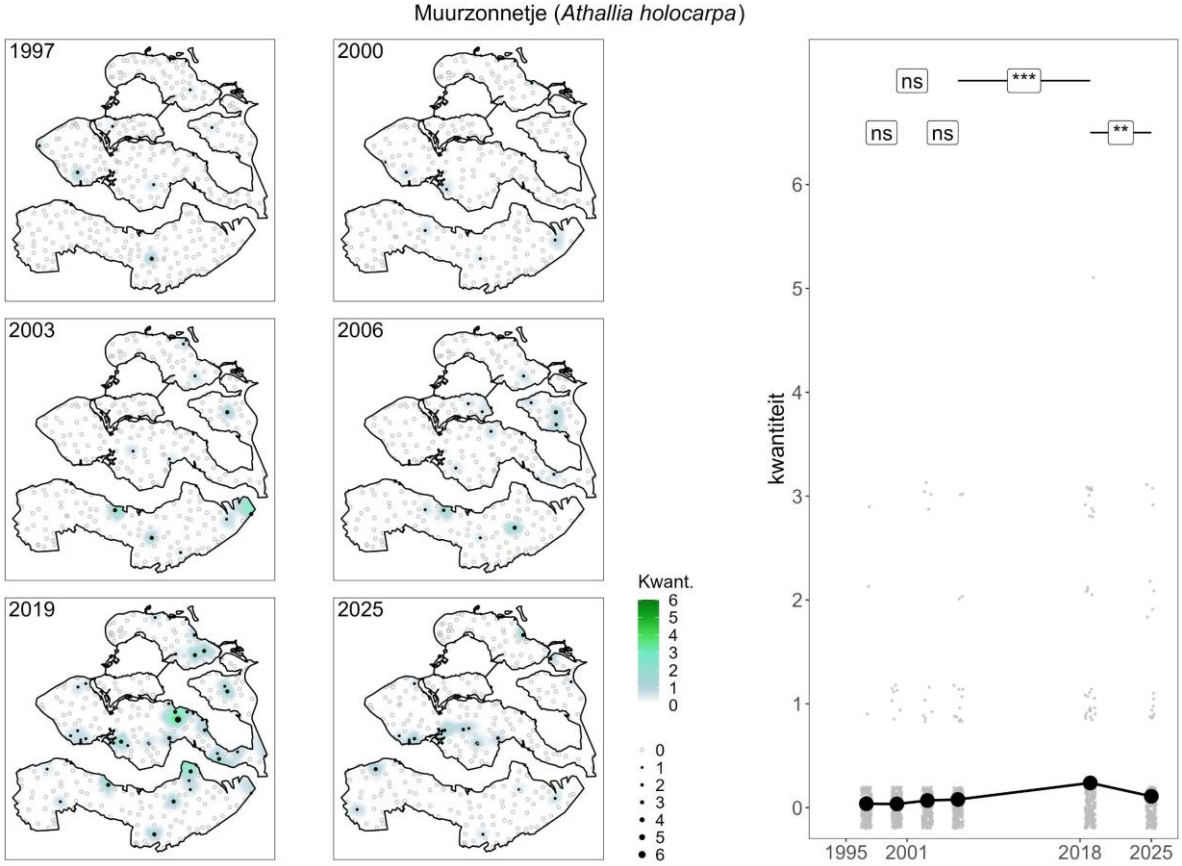
Populierenvlekje (*Arthonia excipienda*)



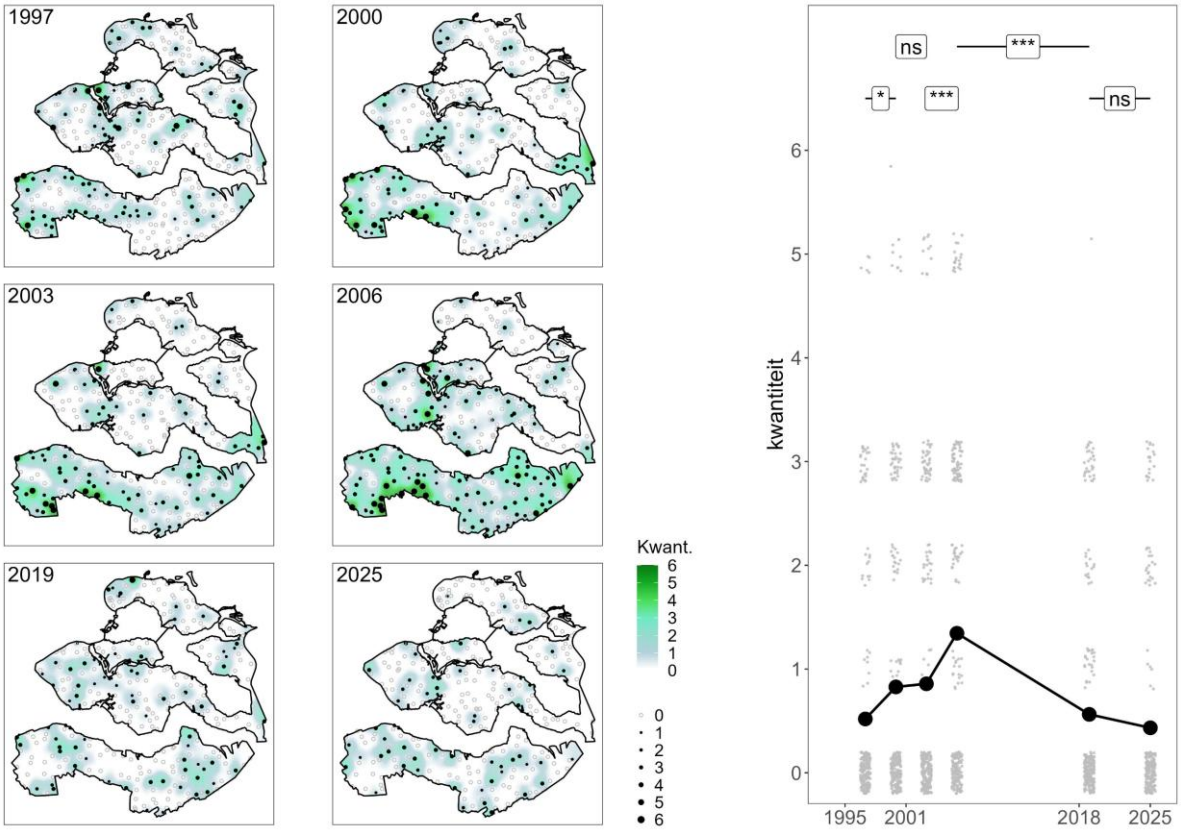
Amoebekorst (*Arthonia radiata*)



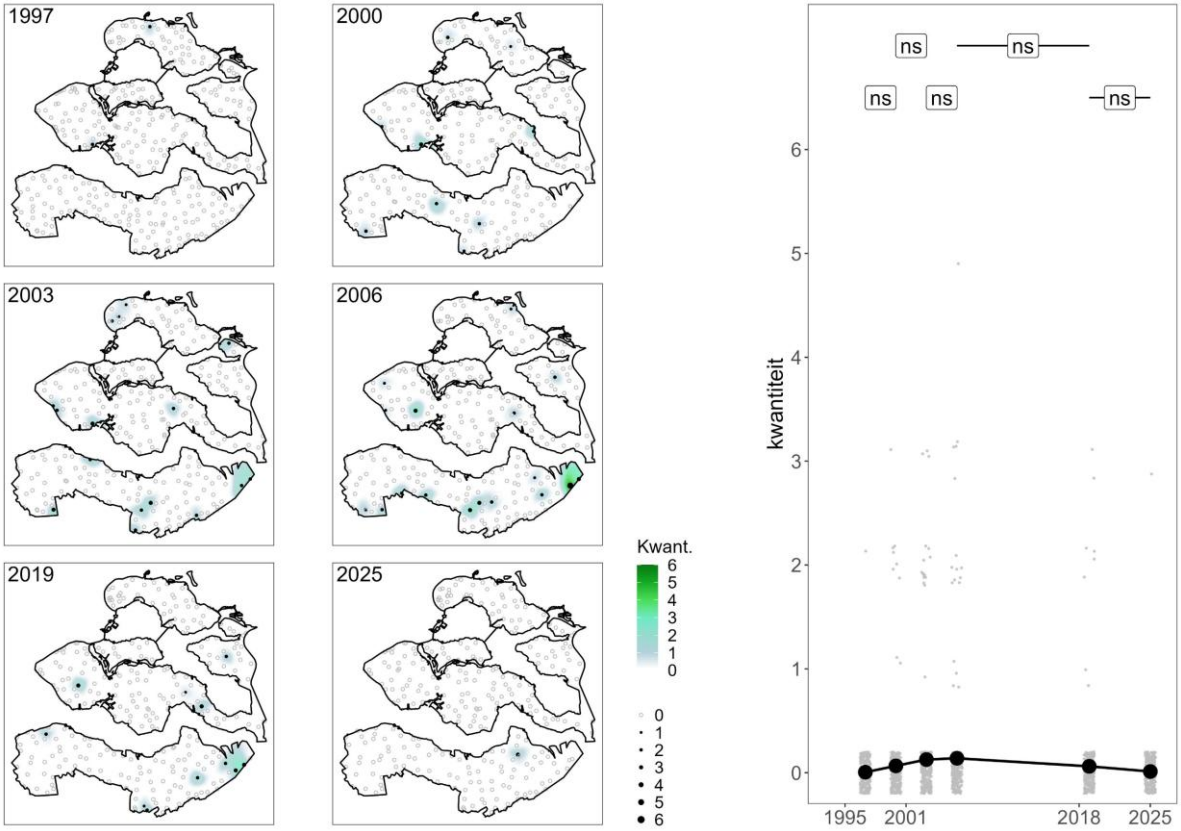

Klein boomzonnetje (*Athallia cerinella*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
***
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025


Muurzonnetje (*Athallia holocarpa*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
***
**
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

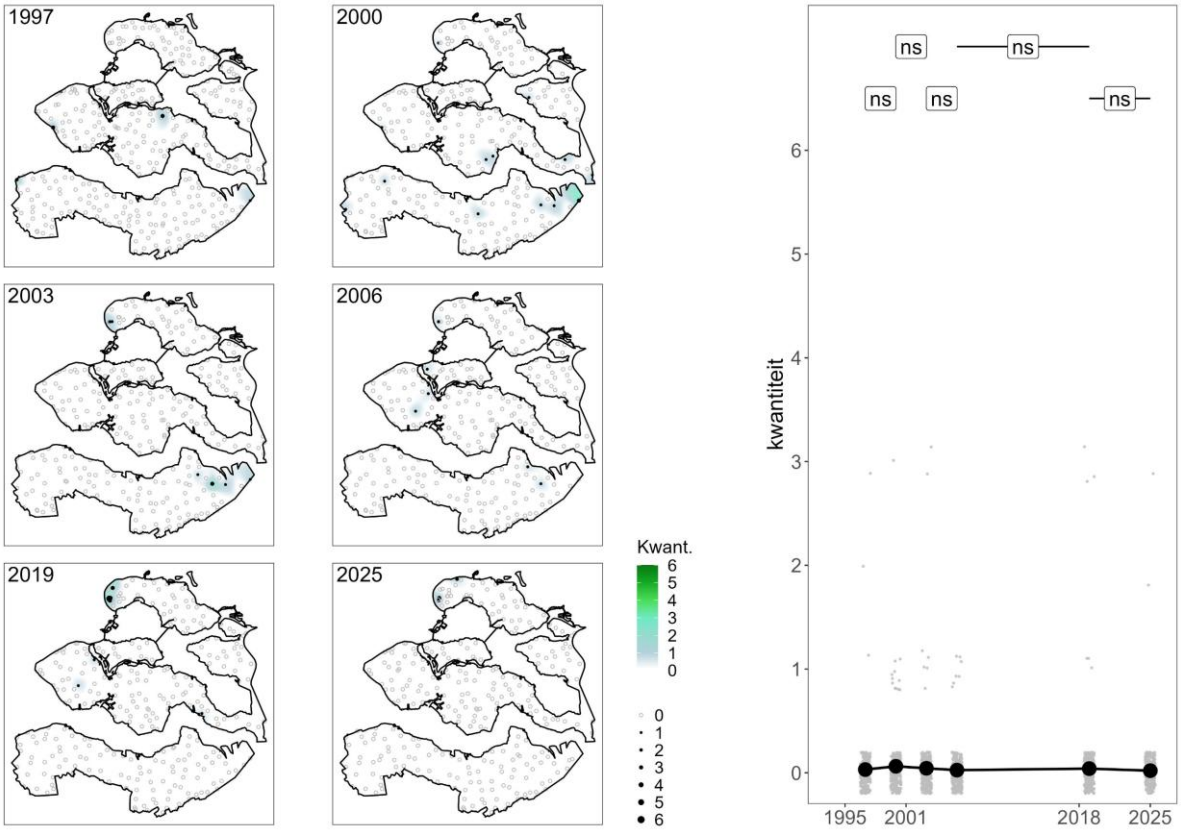
Fijne knoopjeskorst (*Bacidina adastra*)



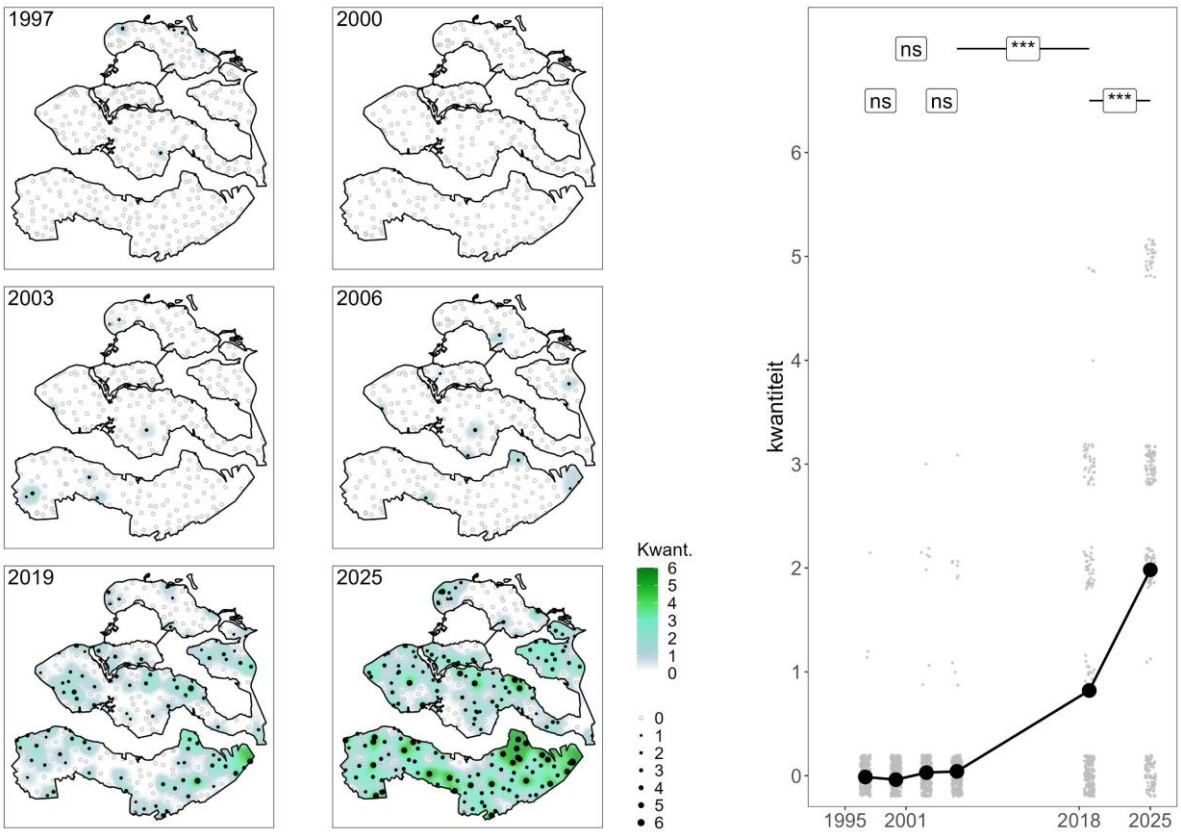
Nieuwe knoopjeskorst (*Bacidina neosquamulosa*)



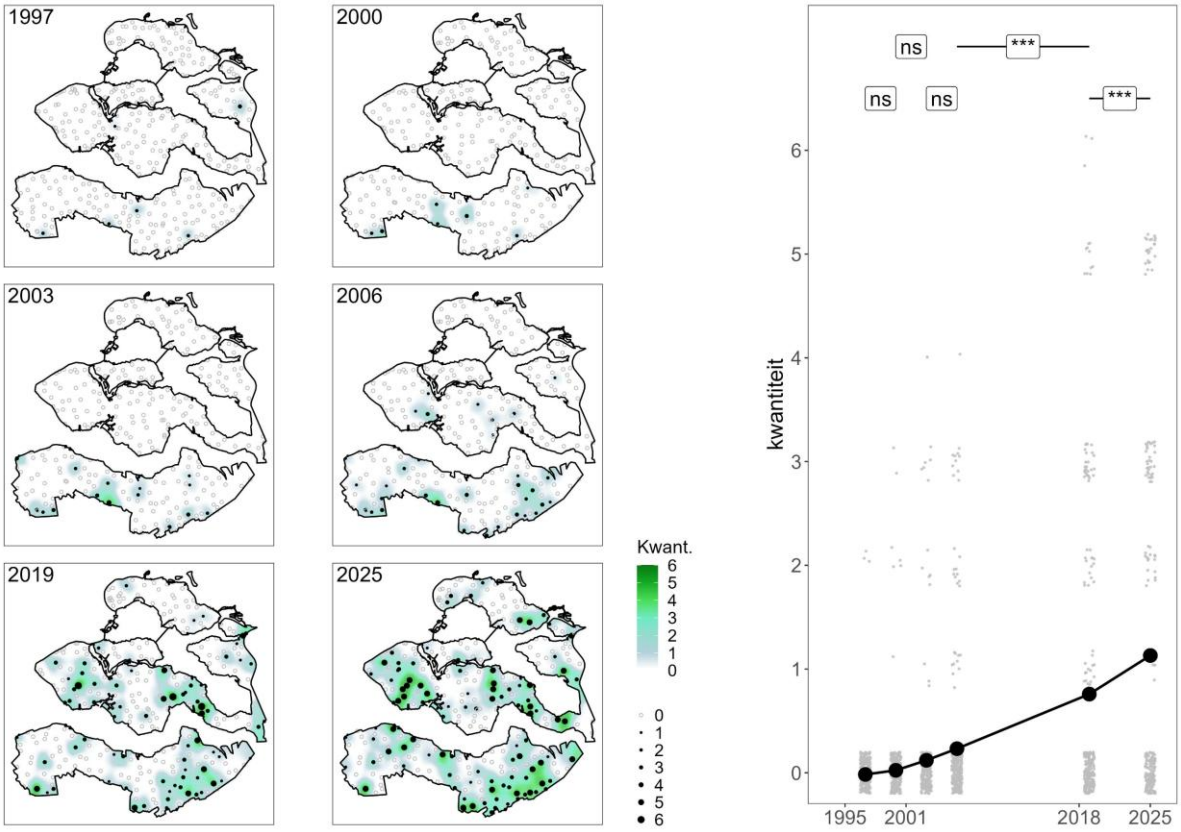
Grijsgroene stofkorst (*Buellia griseovirens*)



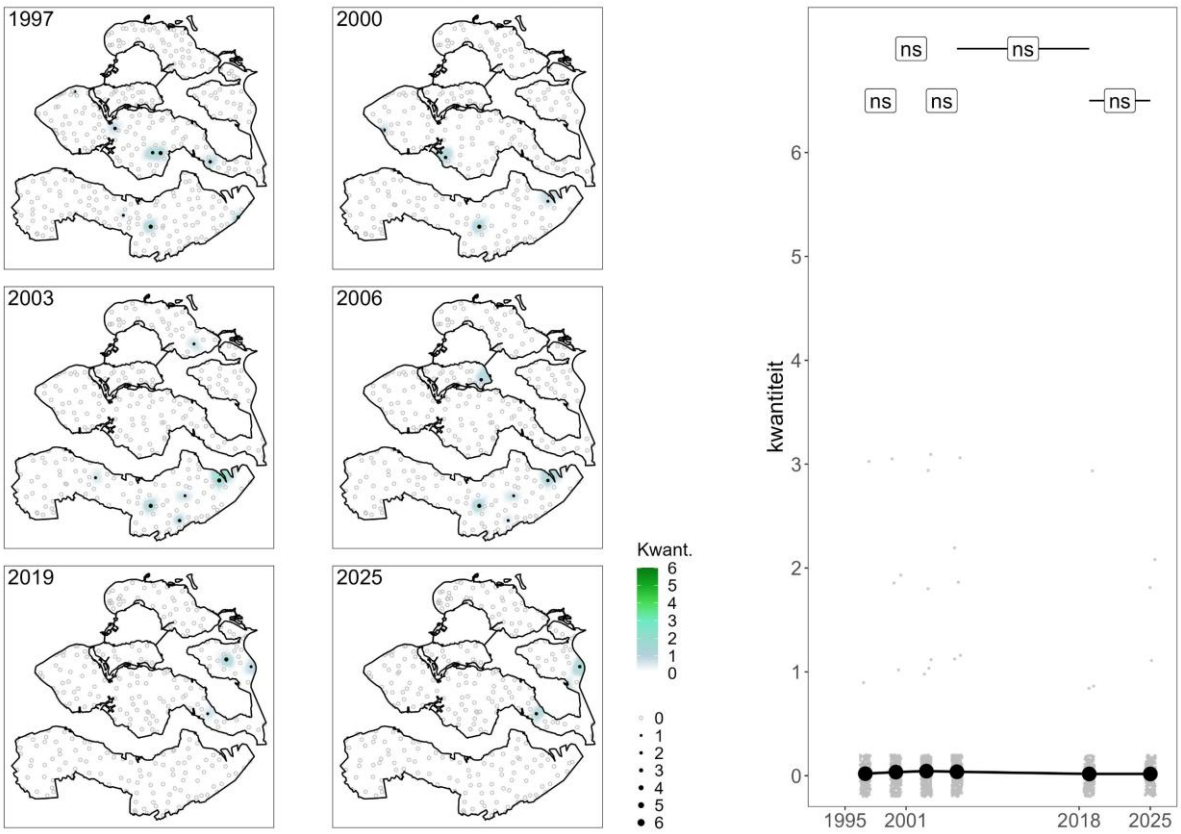
Gewone kraterkorst (*Caloplaca obscurella*)



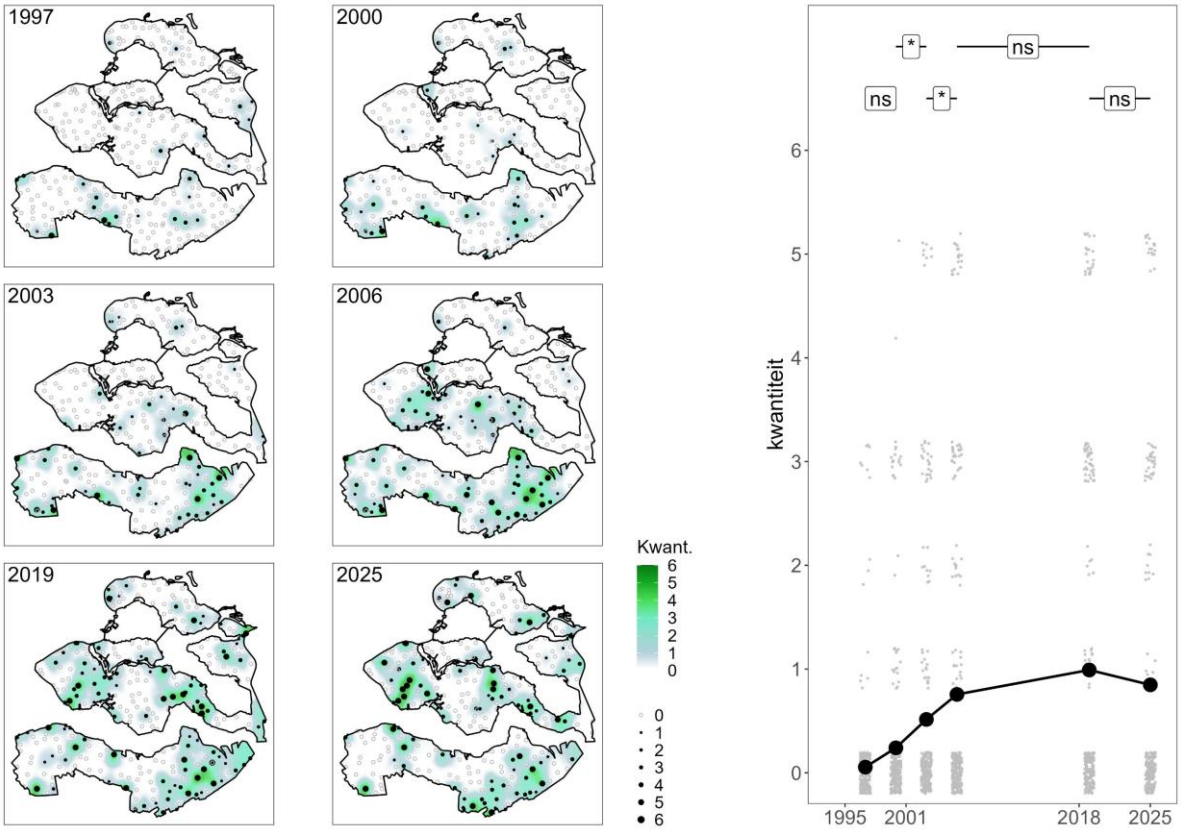
Vals dooiermos s.l. (*Candelaria concolor s.l.*)



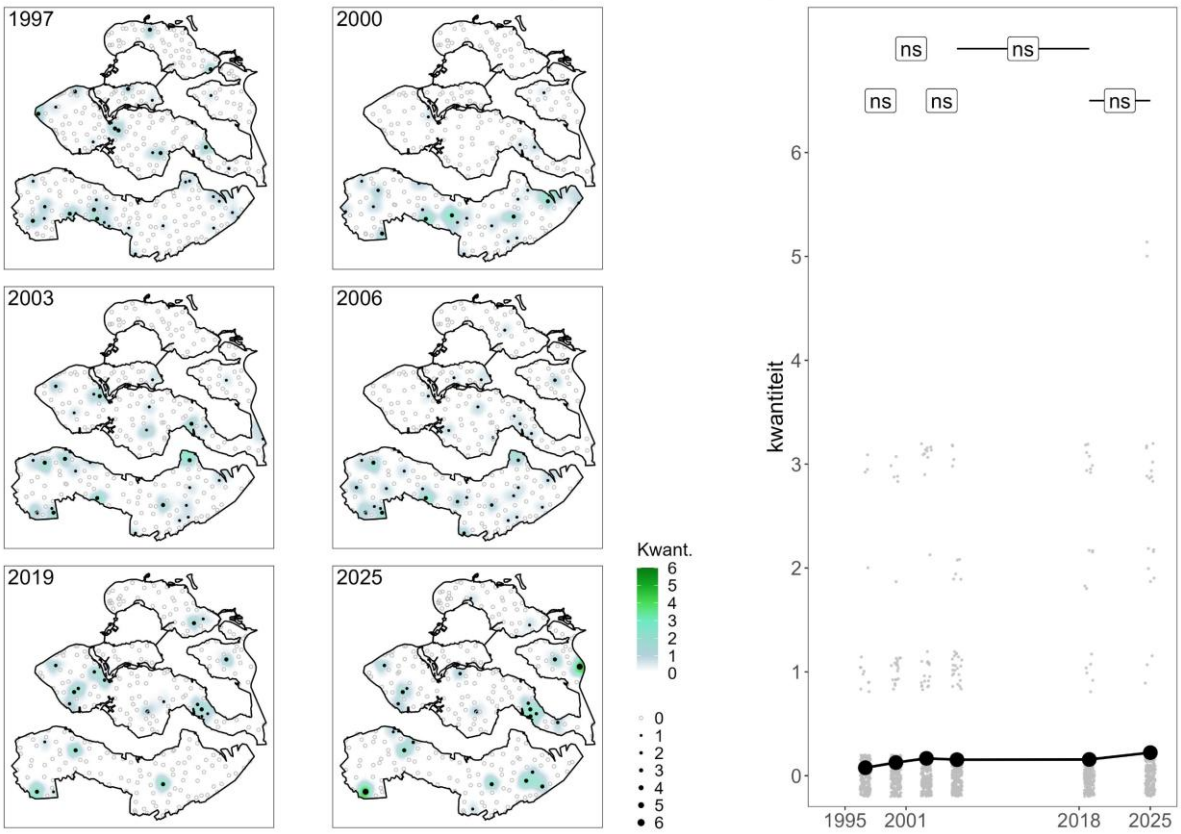
Kleine geelkorst (*Candelariella aurella*)



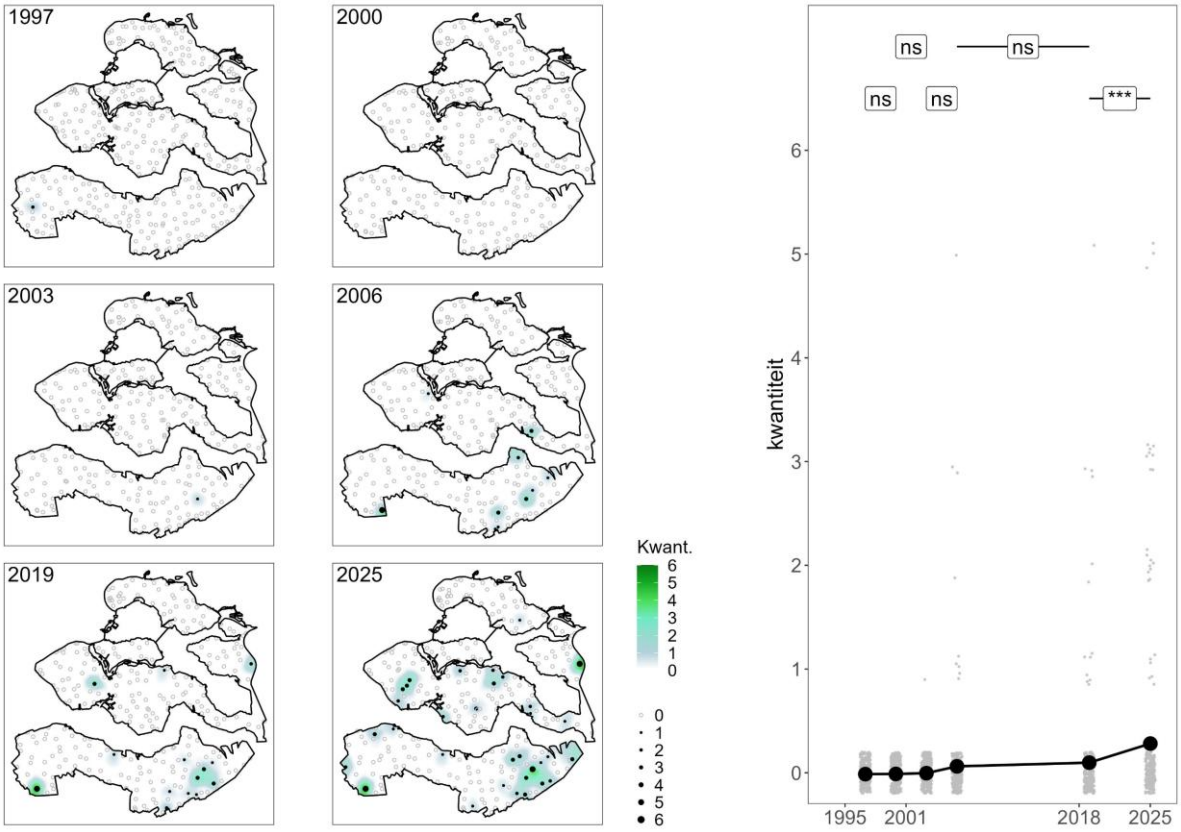
Poedergeelkorst s.l. (*Candelariella reflexa s.l.*)



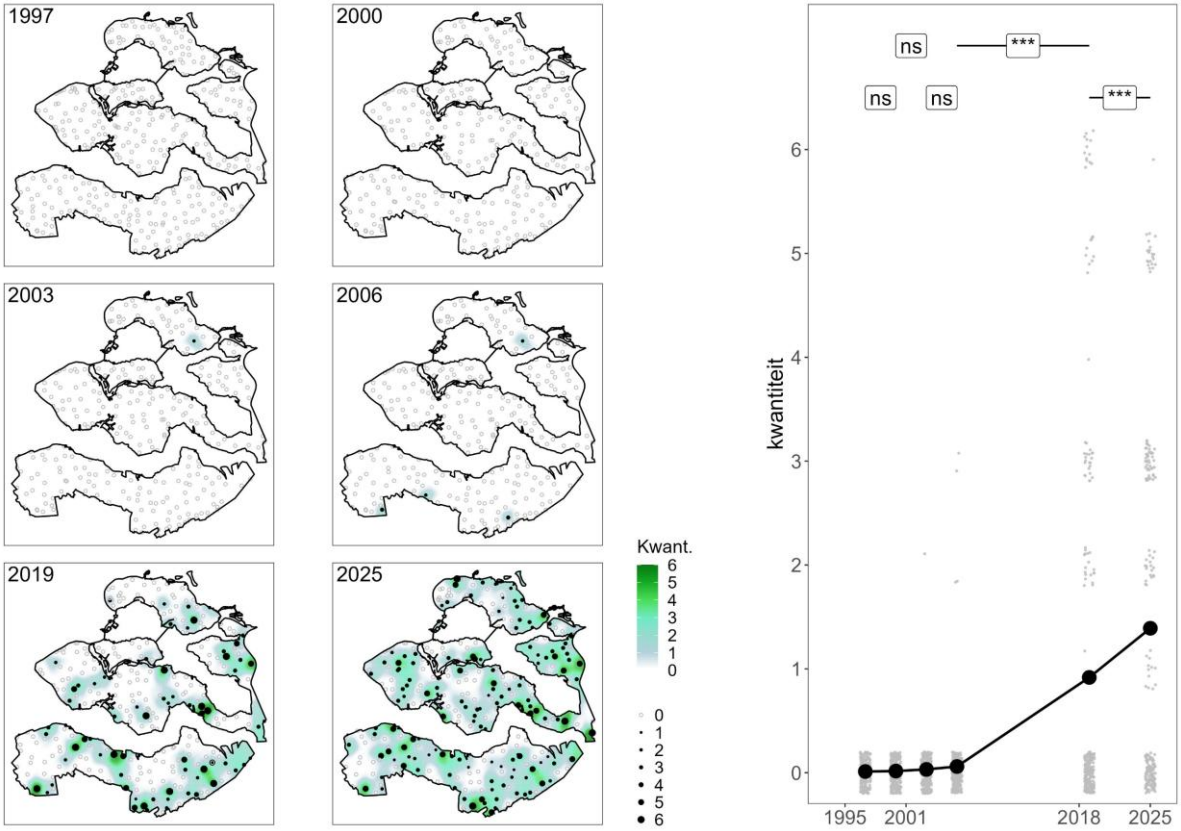
Grove geelkorst (*Candelariella vitellina*)



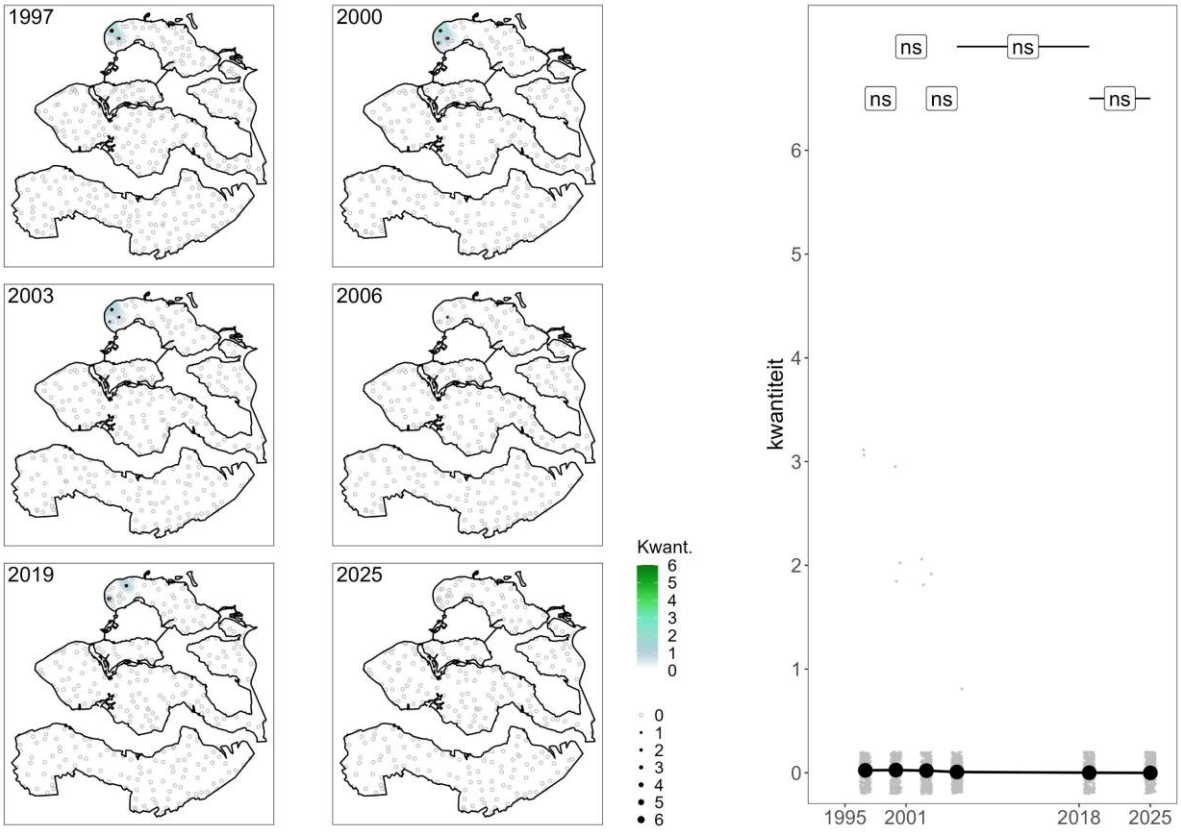
Fijne geelkorst (*Candelariella xanthostigma*)



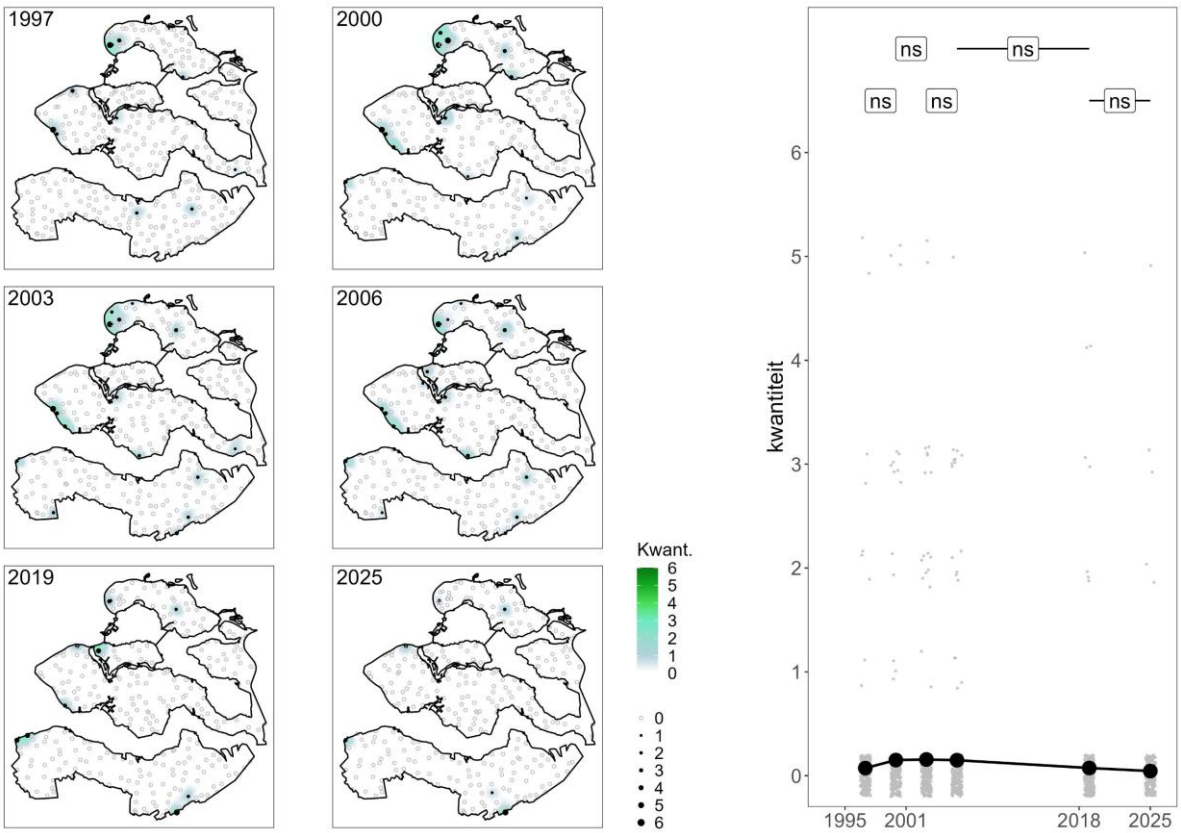
Boom- / Steriele rookkorst (*Catillaria nigroclavata / fungoides*)



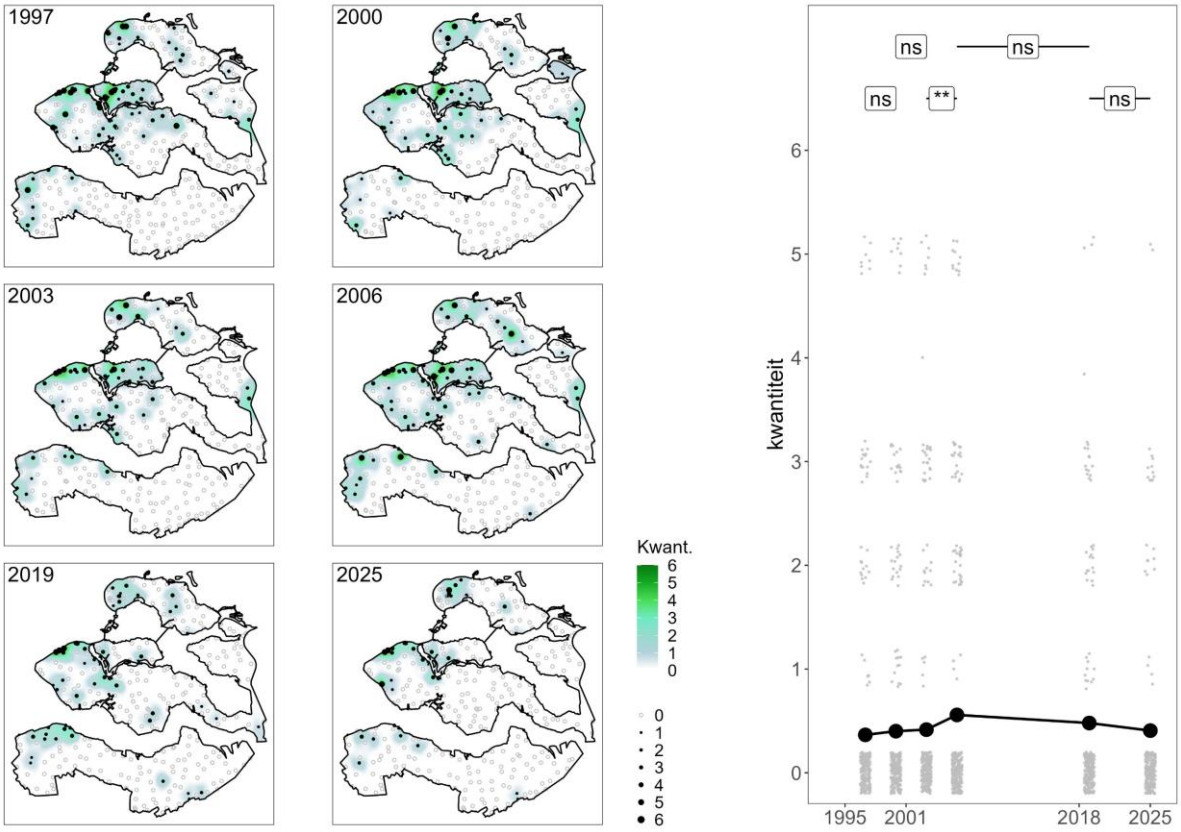
Fijn bekermos (*Cladonia chlorophaea*)



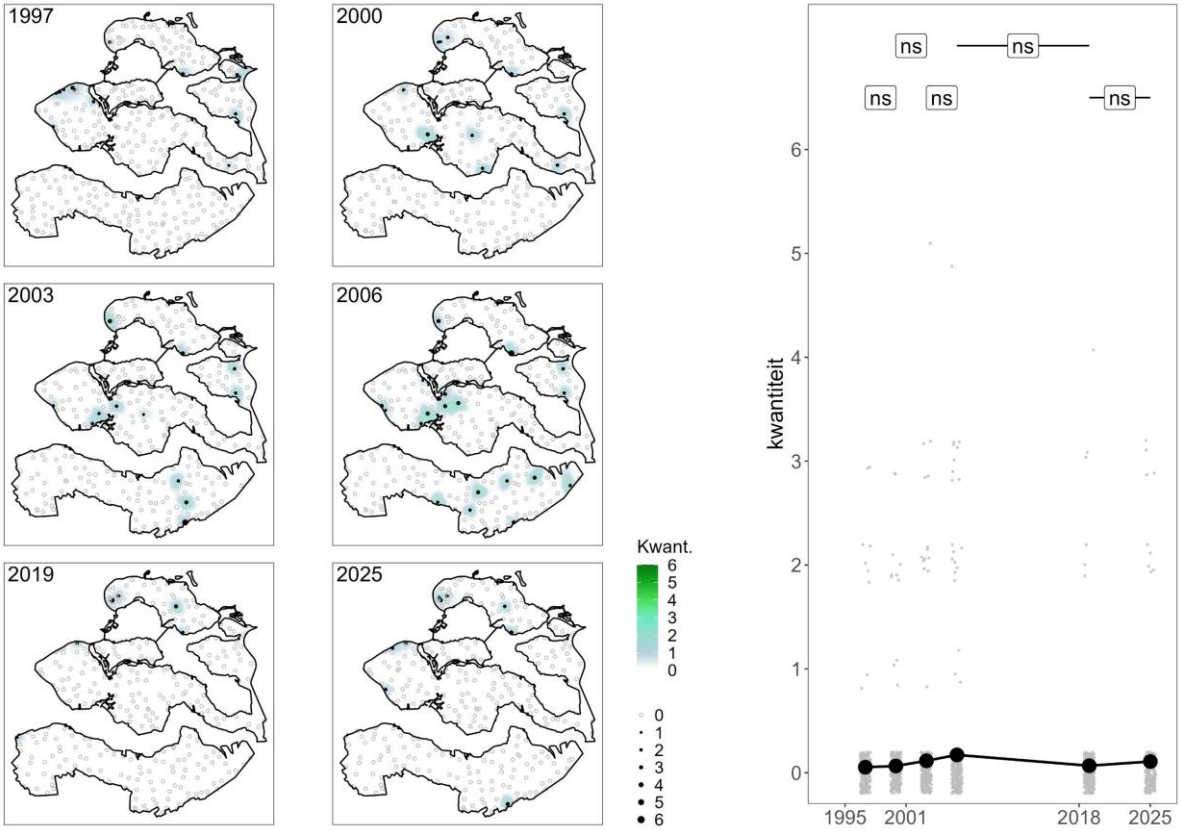
Kopjes-bekermos (*Cladonia fimbriata*)



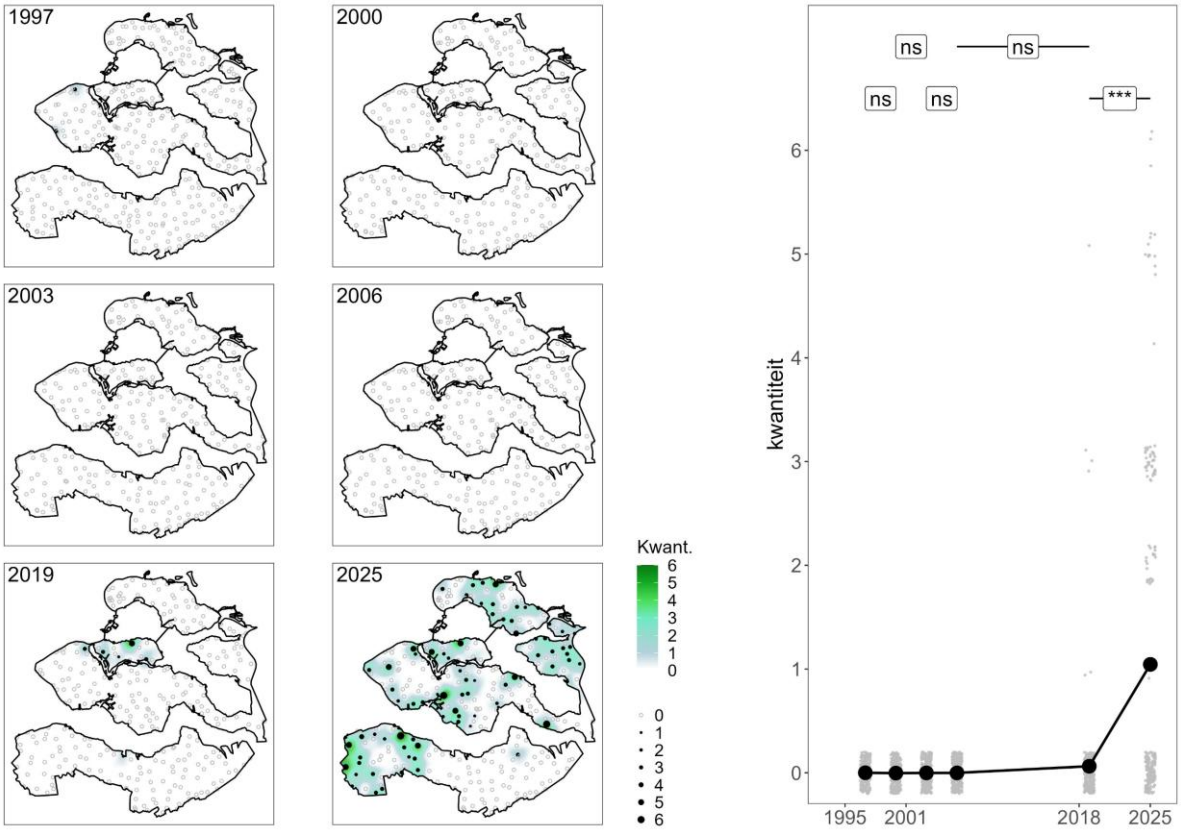
Gespikkelde witkorst (*Cliostomum griffithii*)



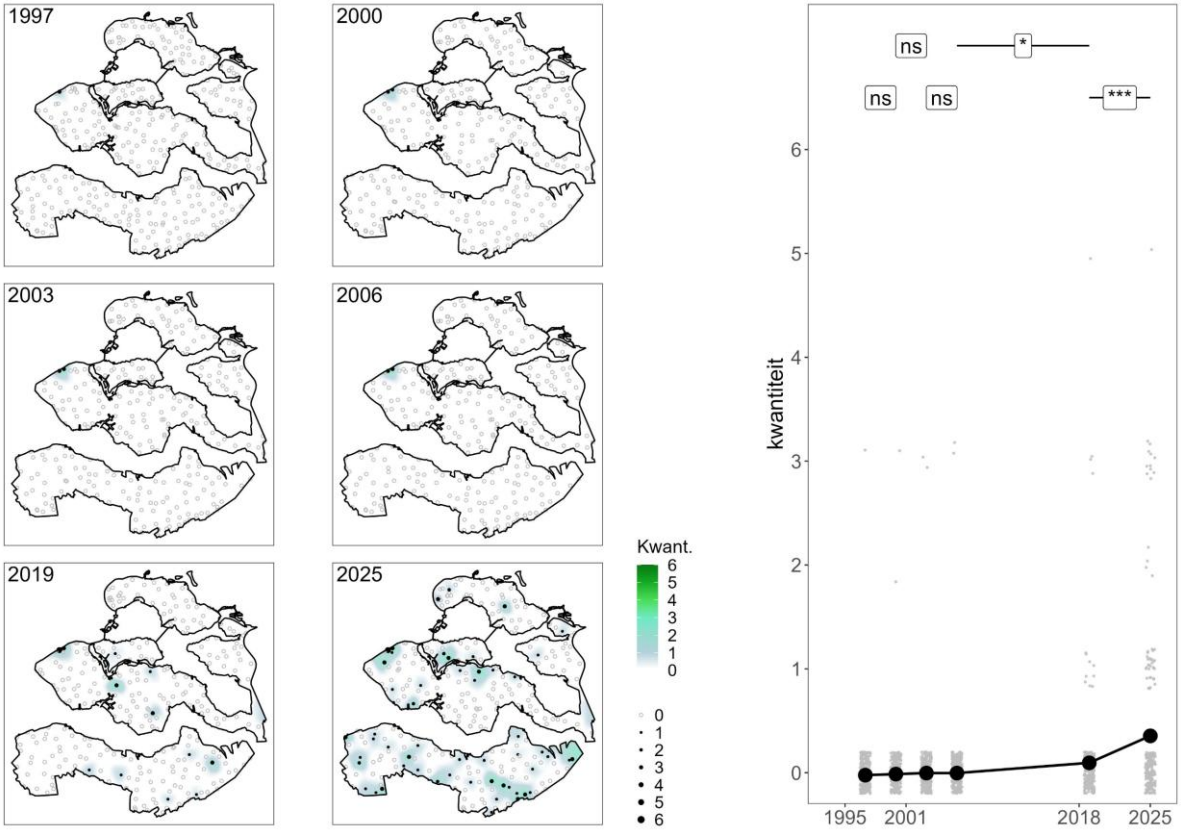
Valse knoopjeskorst (*Coenogonium pineti*)



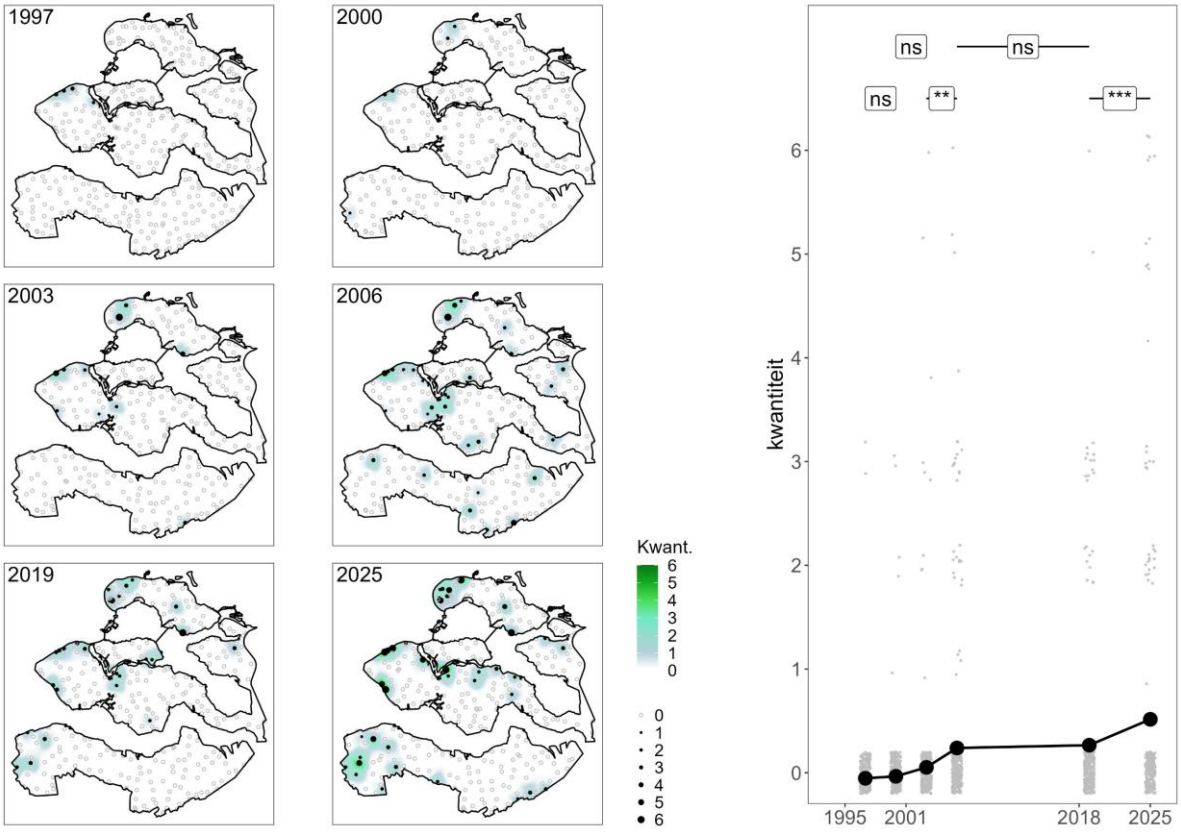
Iepenkraterkorst (*Coppinsiella ulcerosa*)



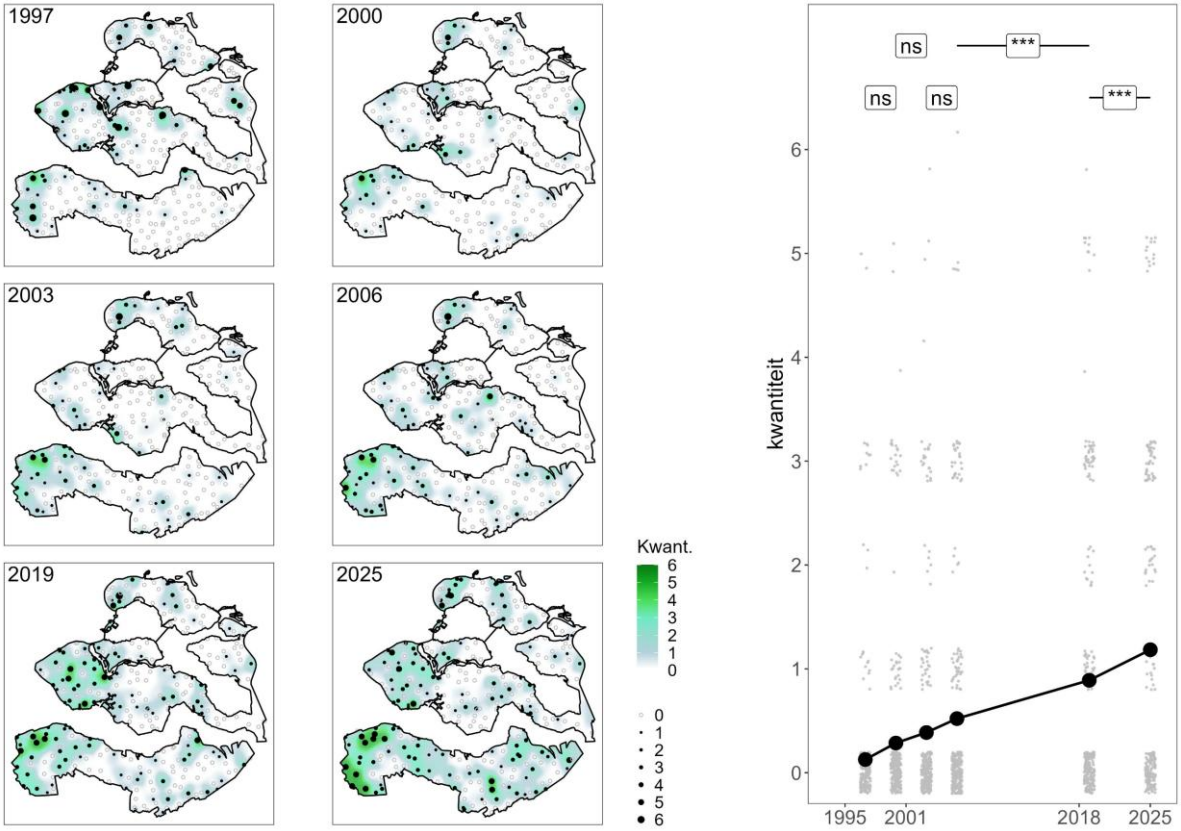
Purperkring (*Dendrographa decolorans*)

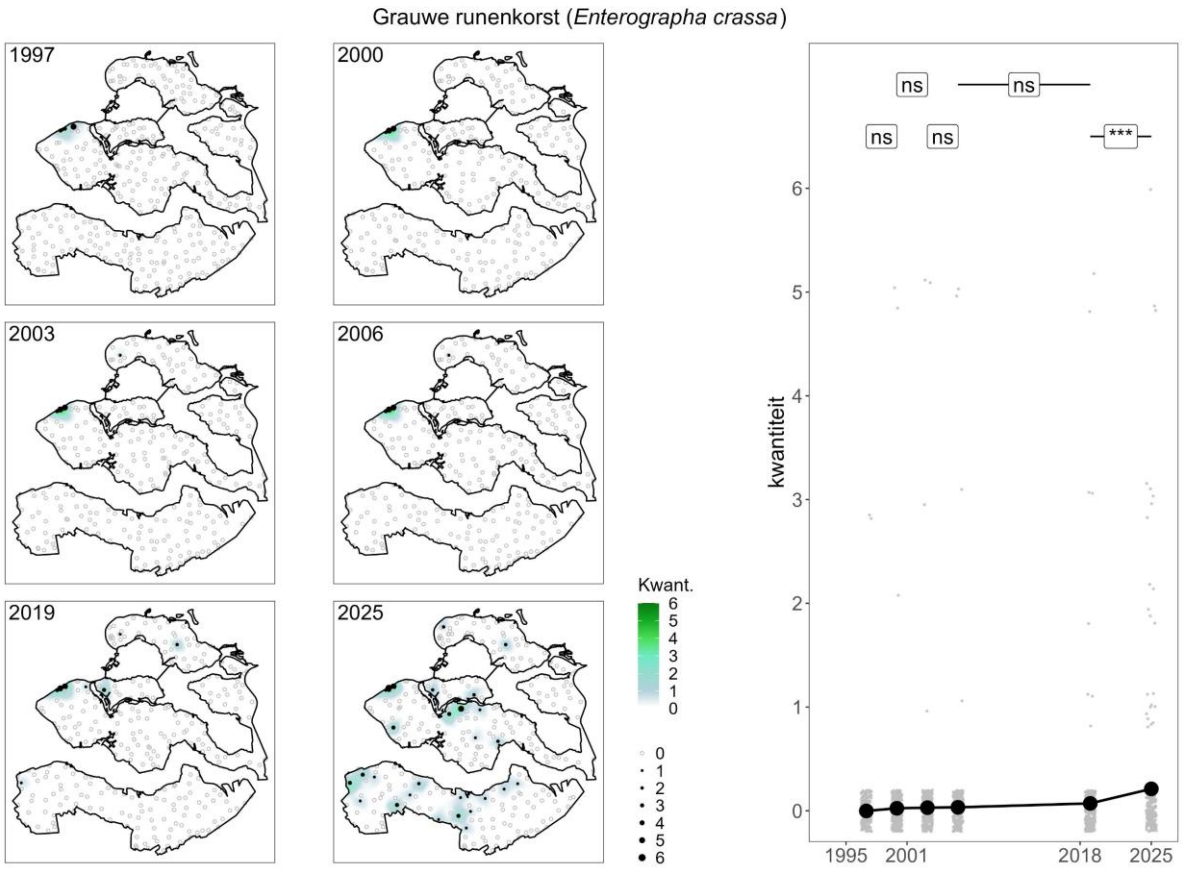


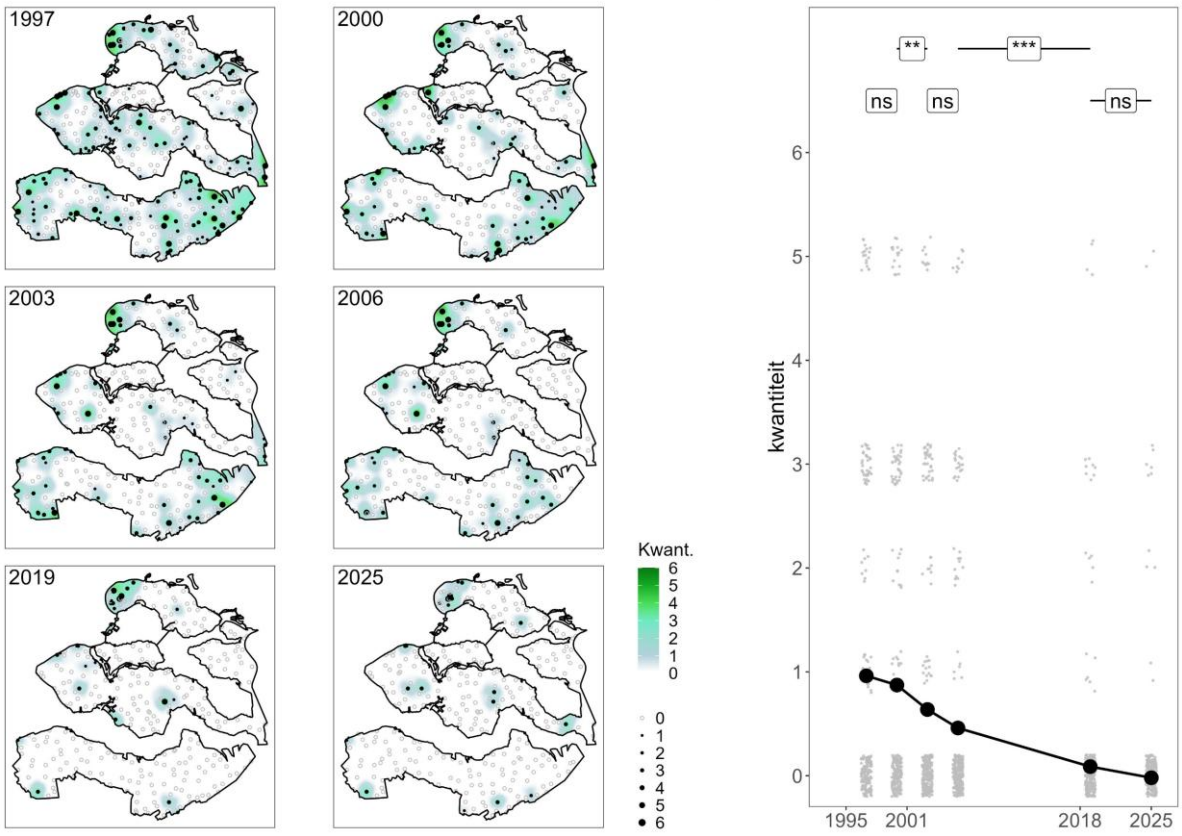
Inktspatkorst (*Diarthonis spadicea*)



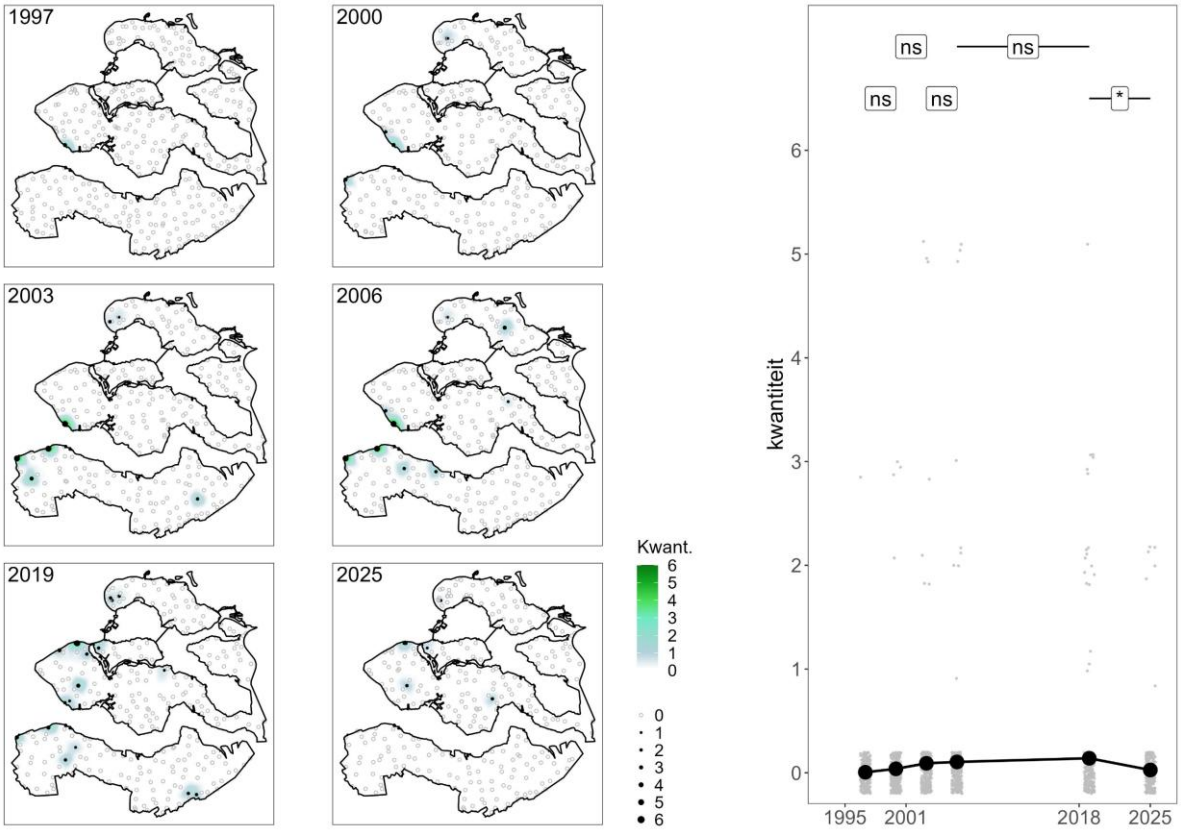
Kauwgommos (*Diploicia canescens*)



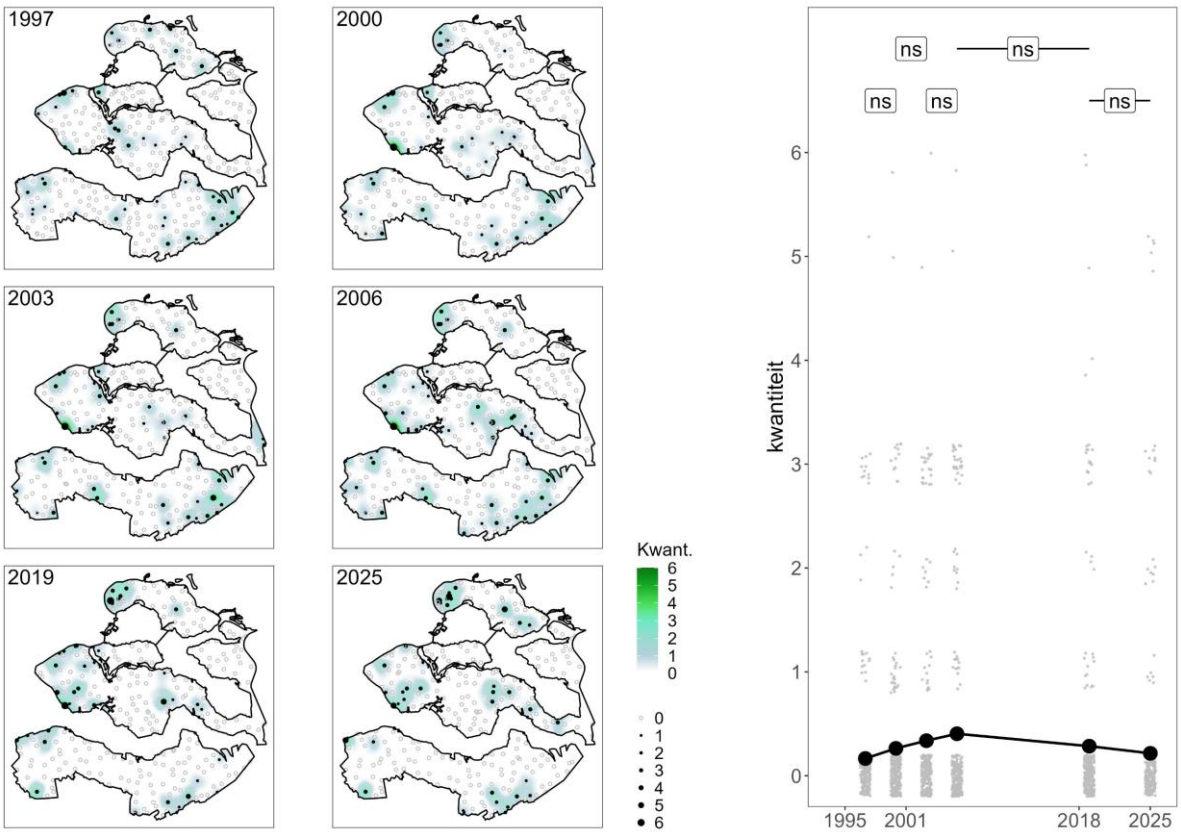

Grauwe runenkorst (*Enterographa crassa*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
***
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025


Eikenmos (*Evernia prunastri*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
**
***
ns
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

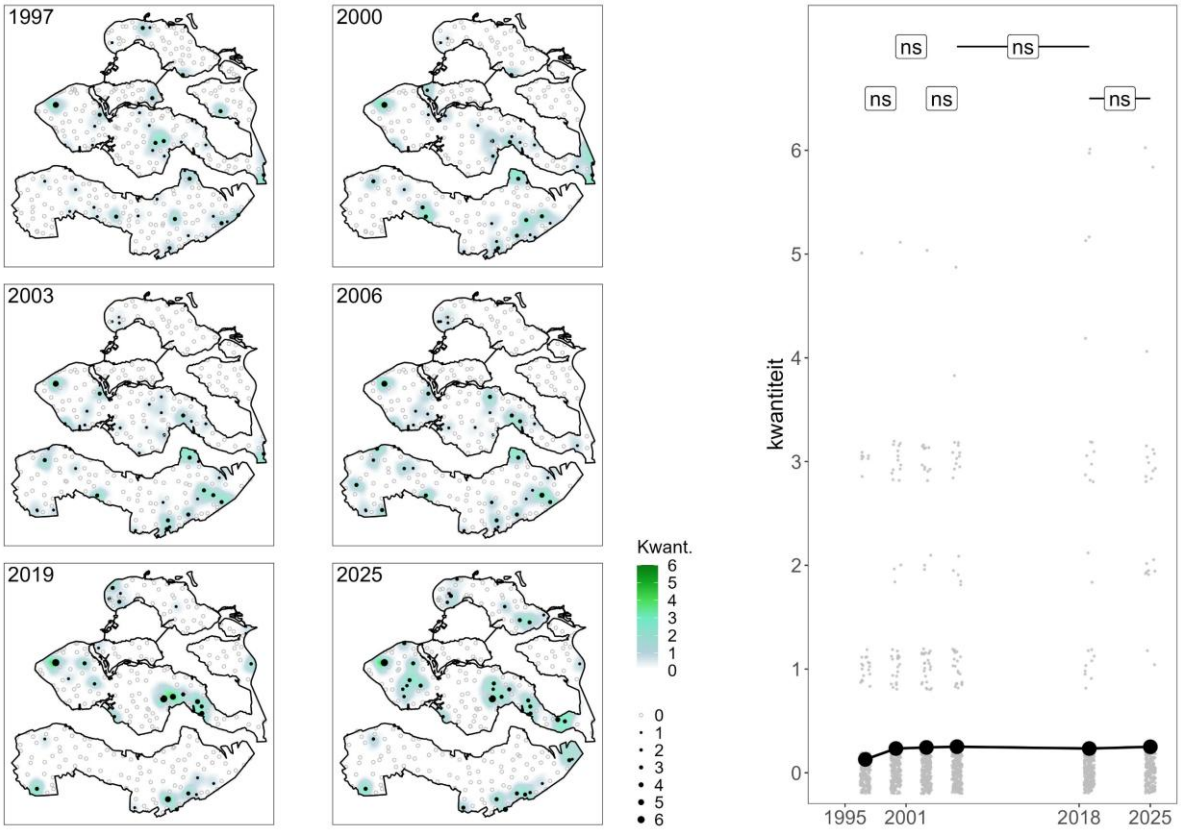
Gewone druppelkorst (*Fellhanera viridisorediata*)



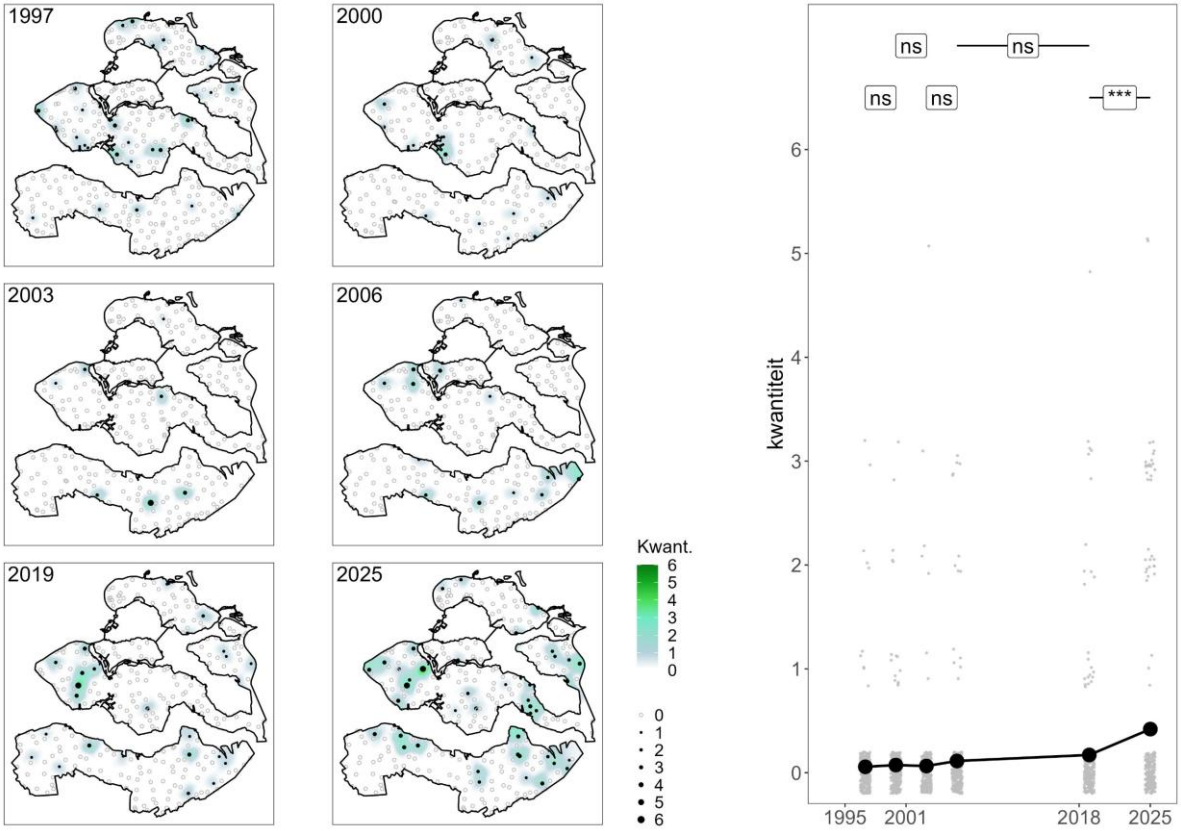
Bosschildmos (*Flavoparmelia caperata*)



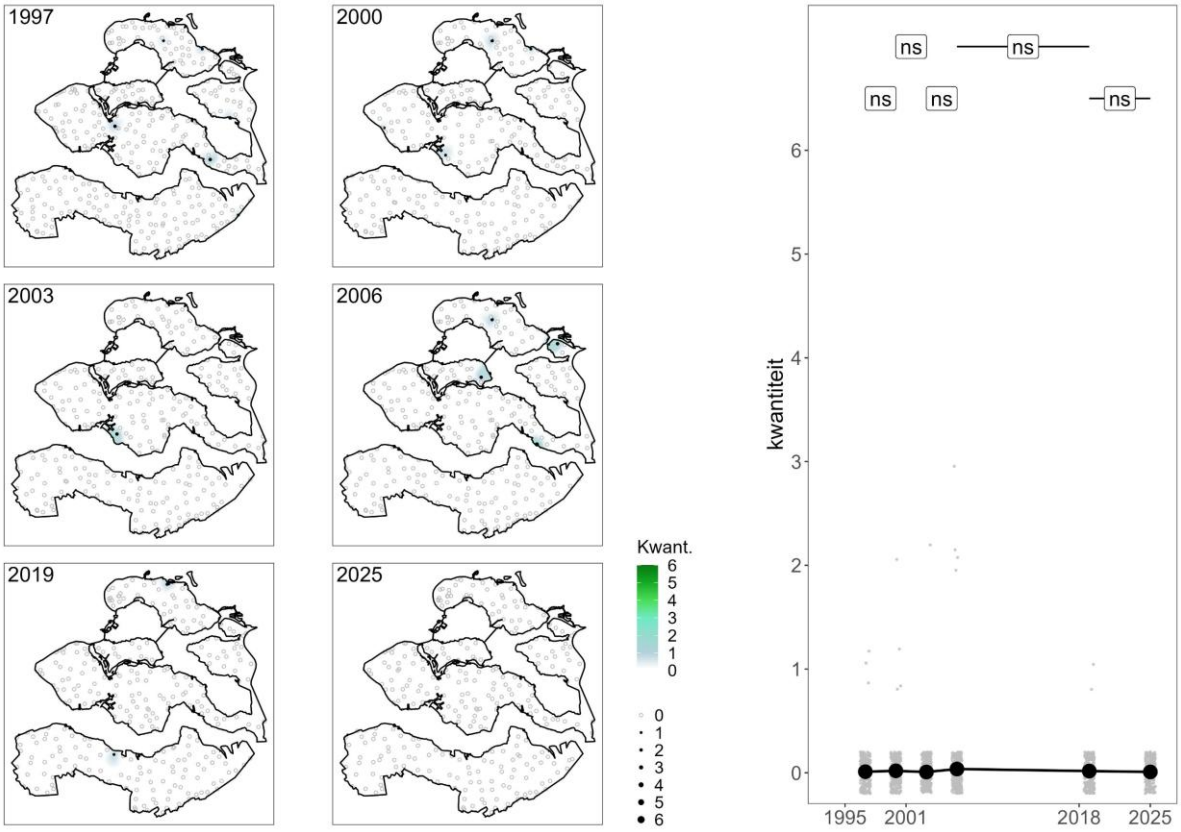
Groen boomschildmos (*Flavoparmelia soredians*)



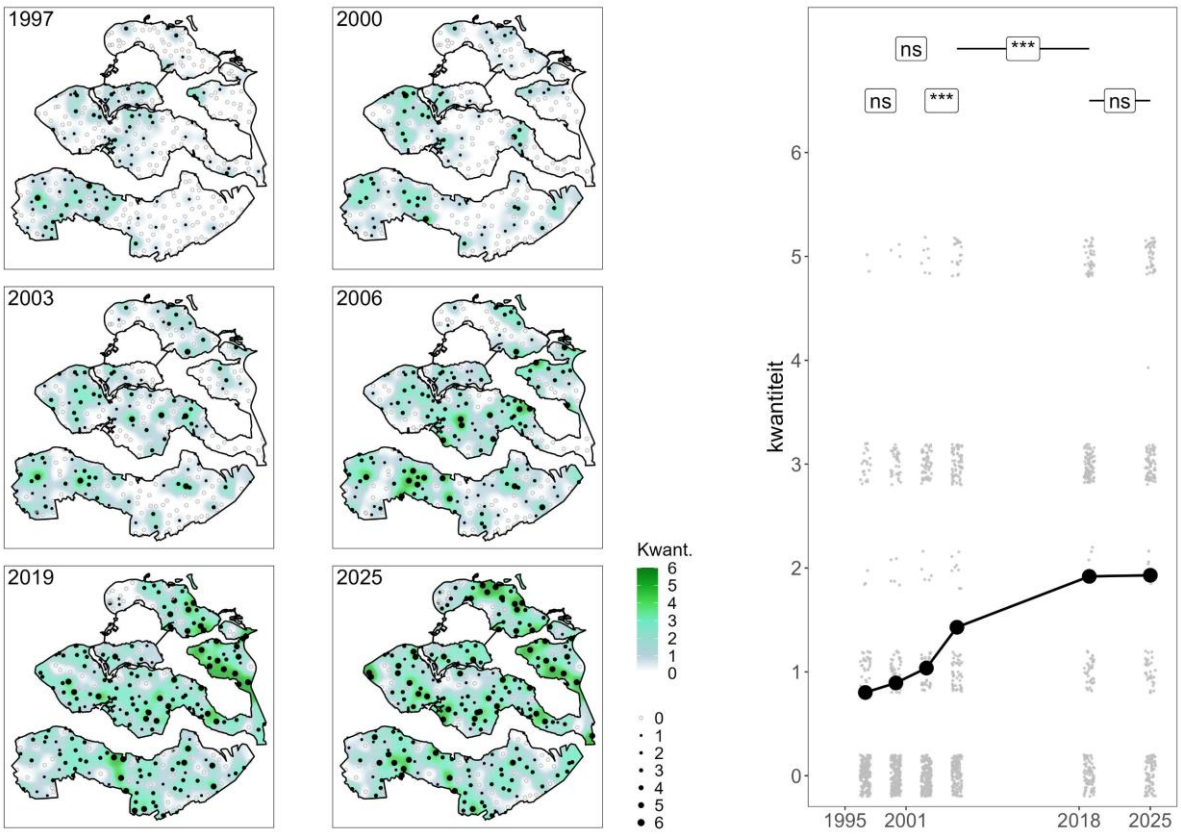
Valse citroenkorst (*Flavoplaca flavocitrina*)



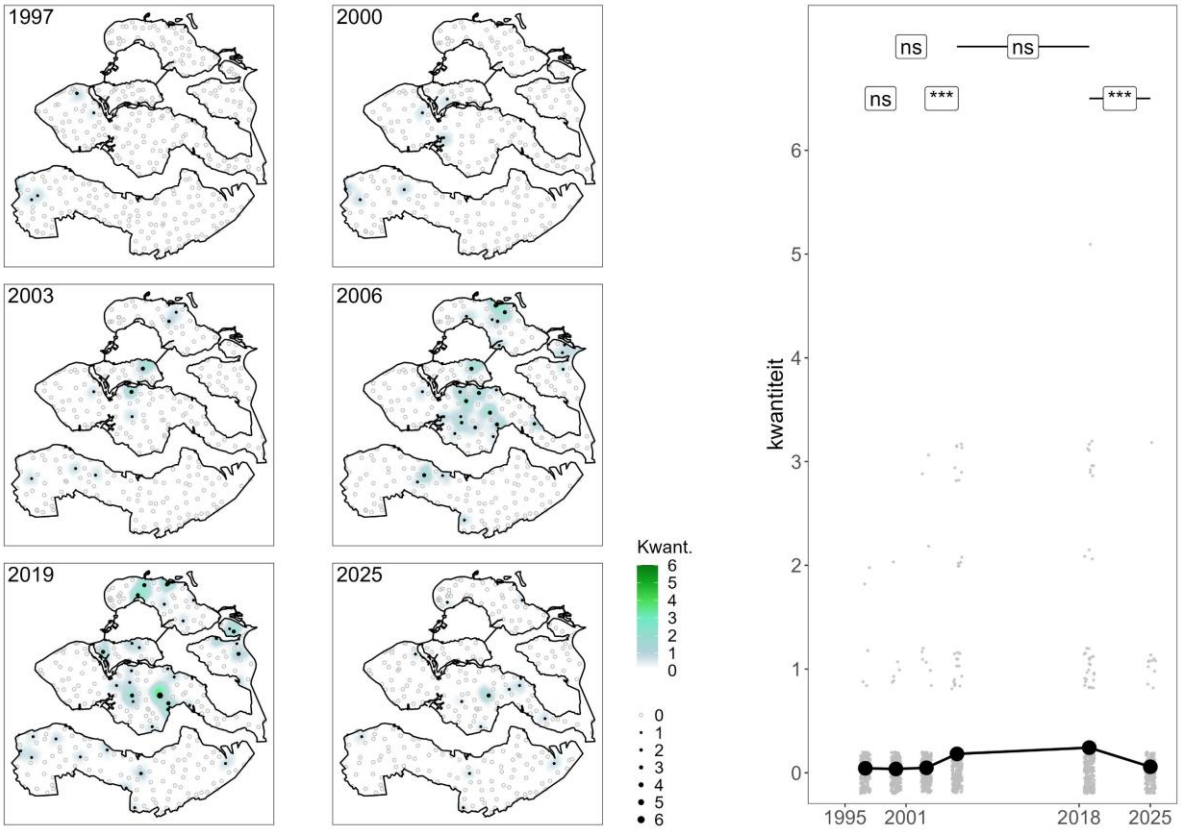
Kerkcitroenkorst (*Flavoplaca ruderum*)



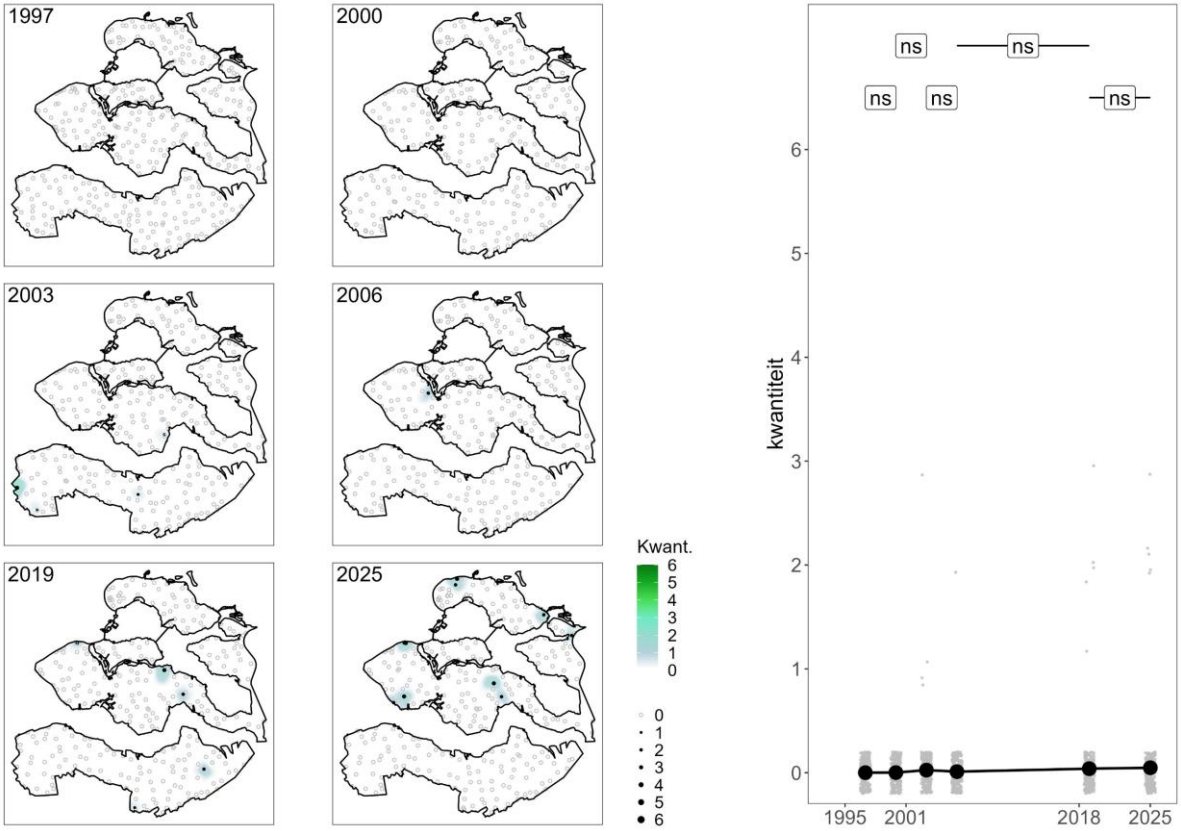
Melige schotelkorst (*Glaucomaria carpinea*)



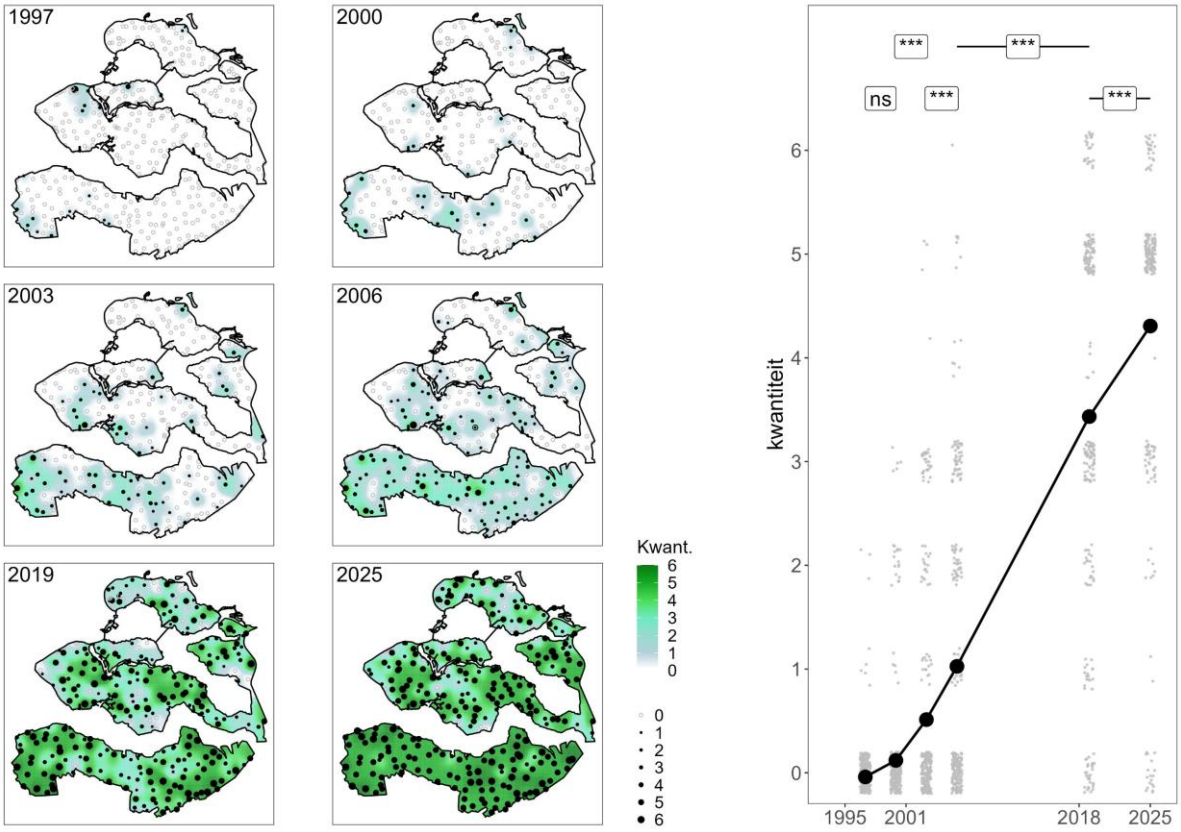
Berijpte schotelkorst (*Glaucomaria subcarpinea*)



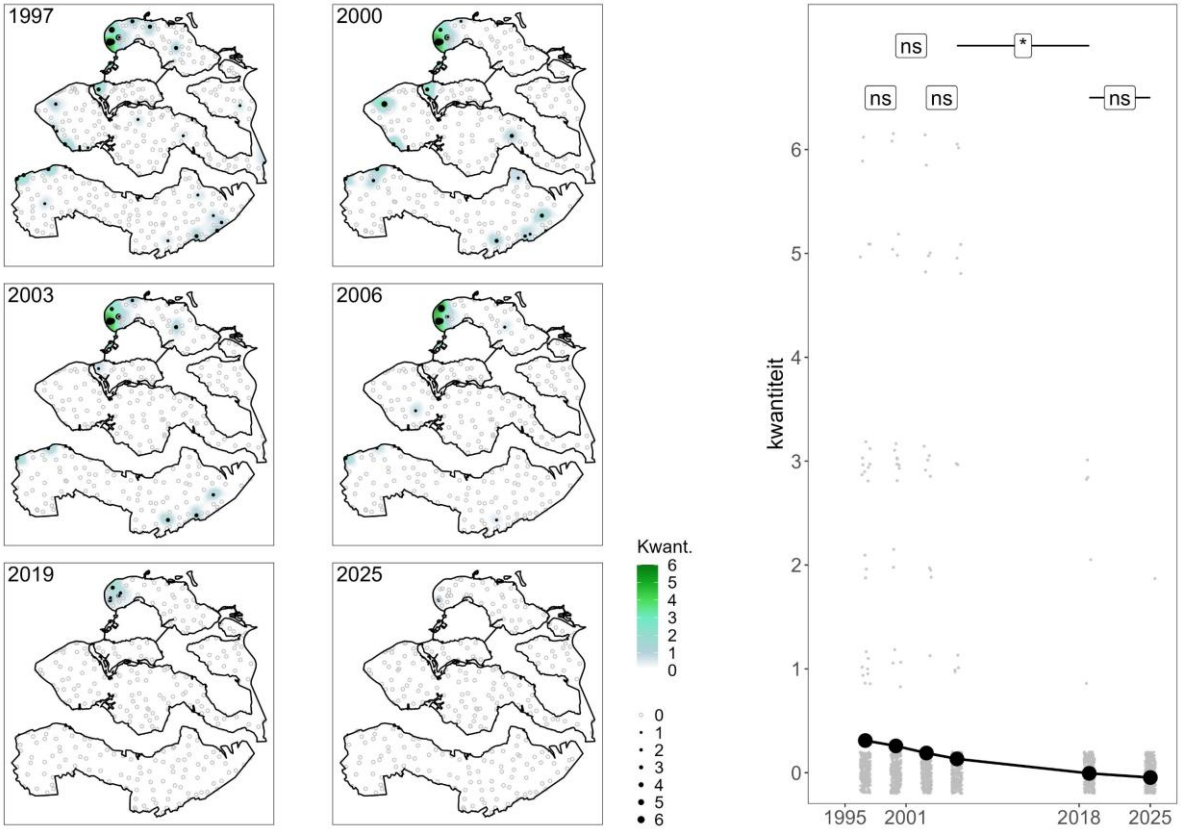
Porseleinkorst (*Halecania viridescens*)



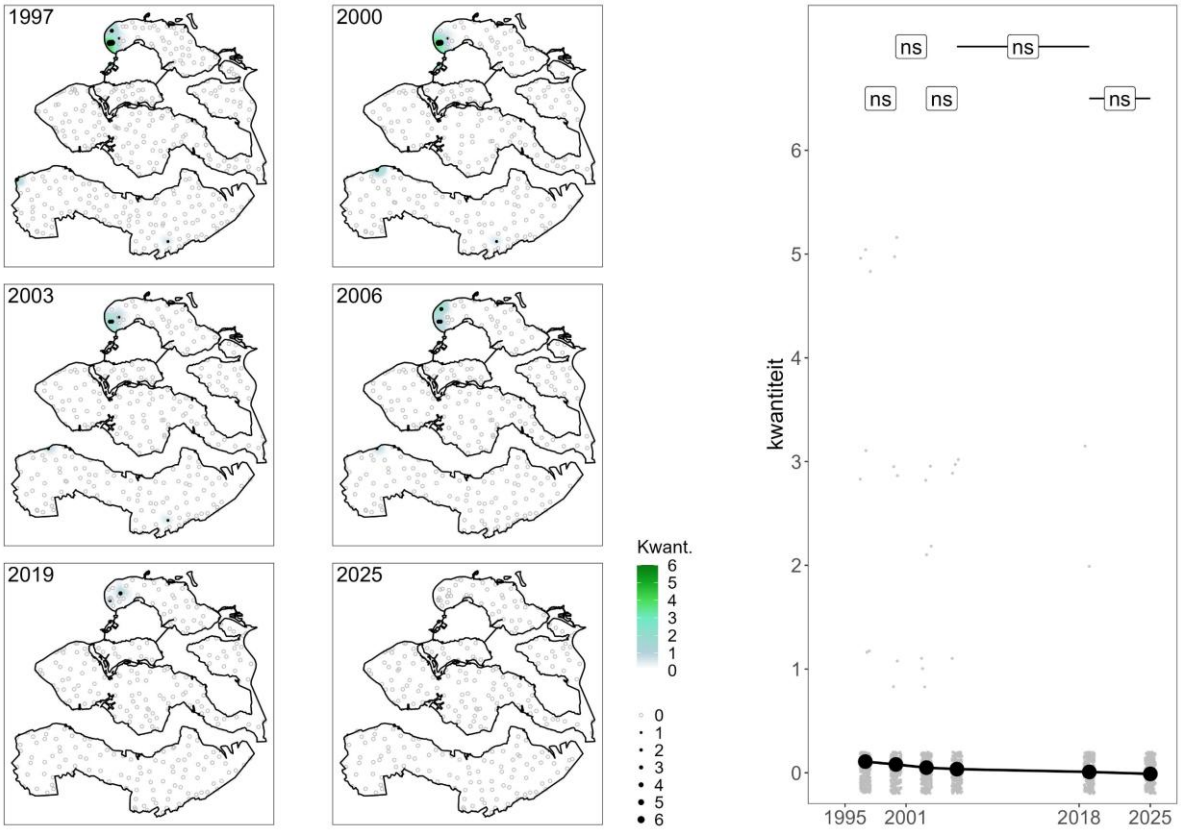
Dun schaduwmos (*Hyperphyscia adglutinata*)



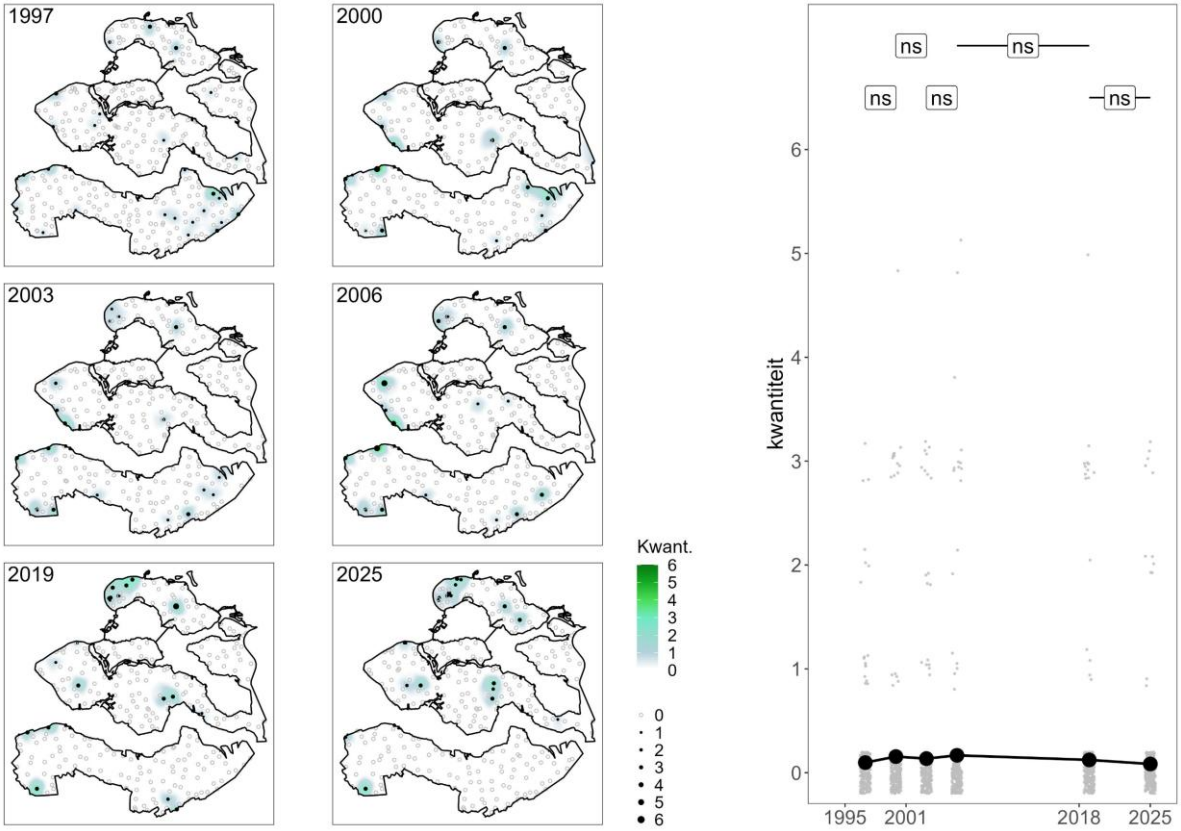
Gewoon schorsmos (*Hypogymnia physodes*)

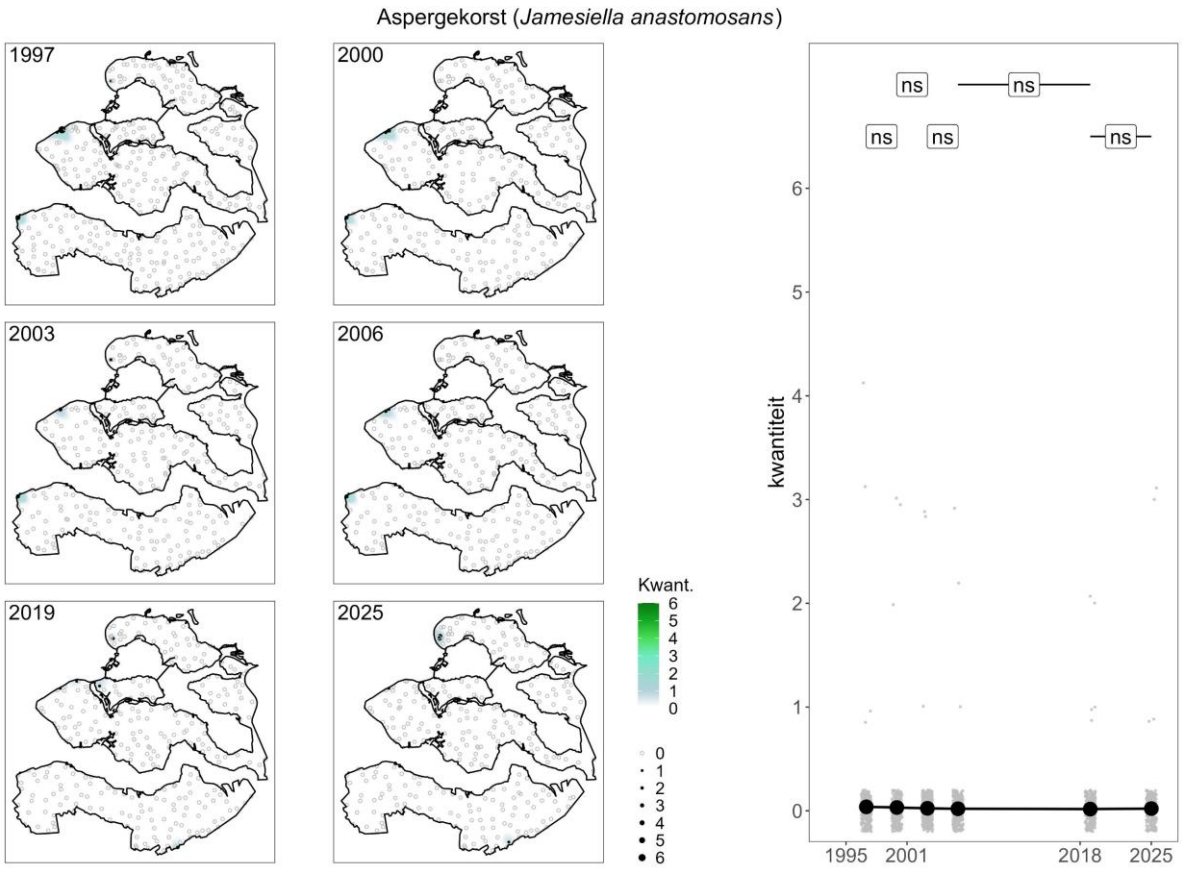


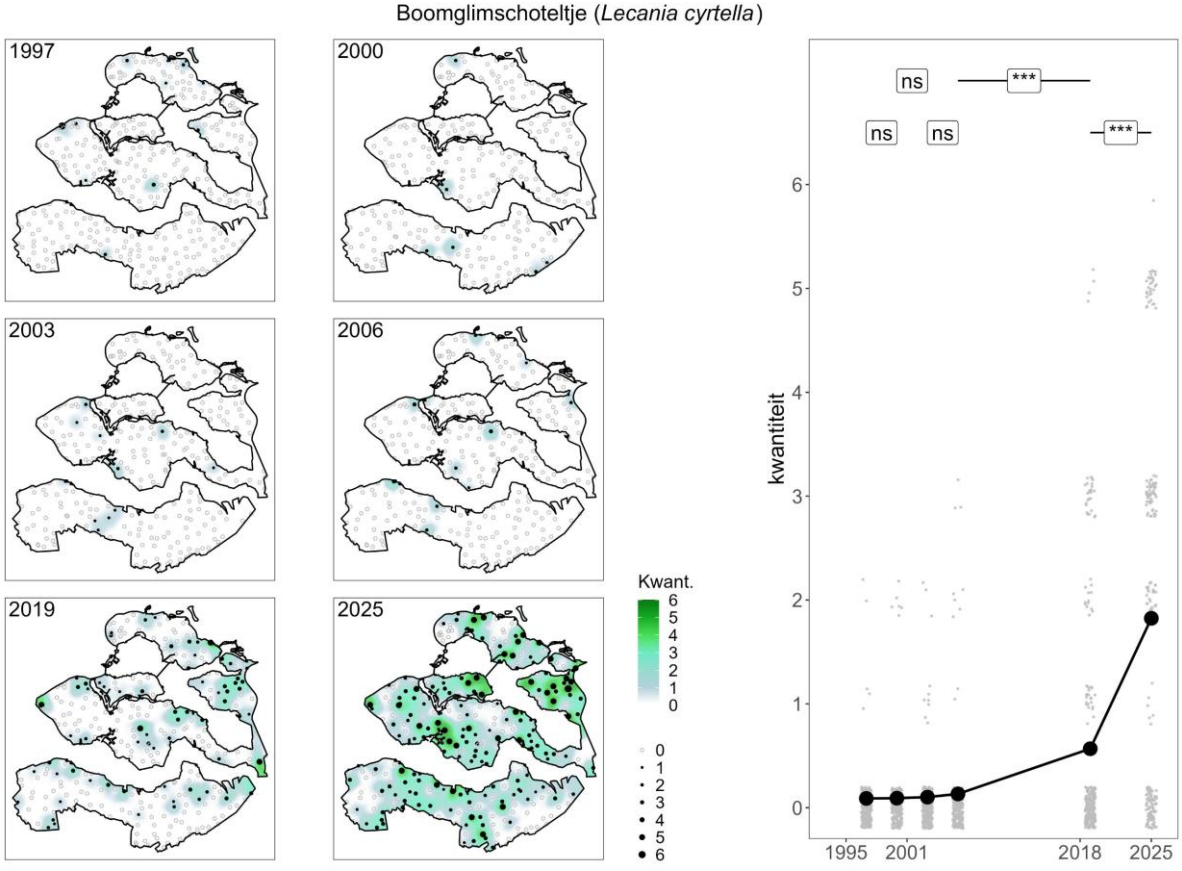
Witkopschorsmos (*Hypogymnia tubulosa*)

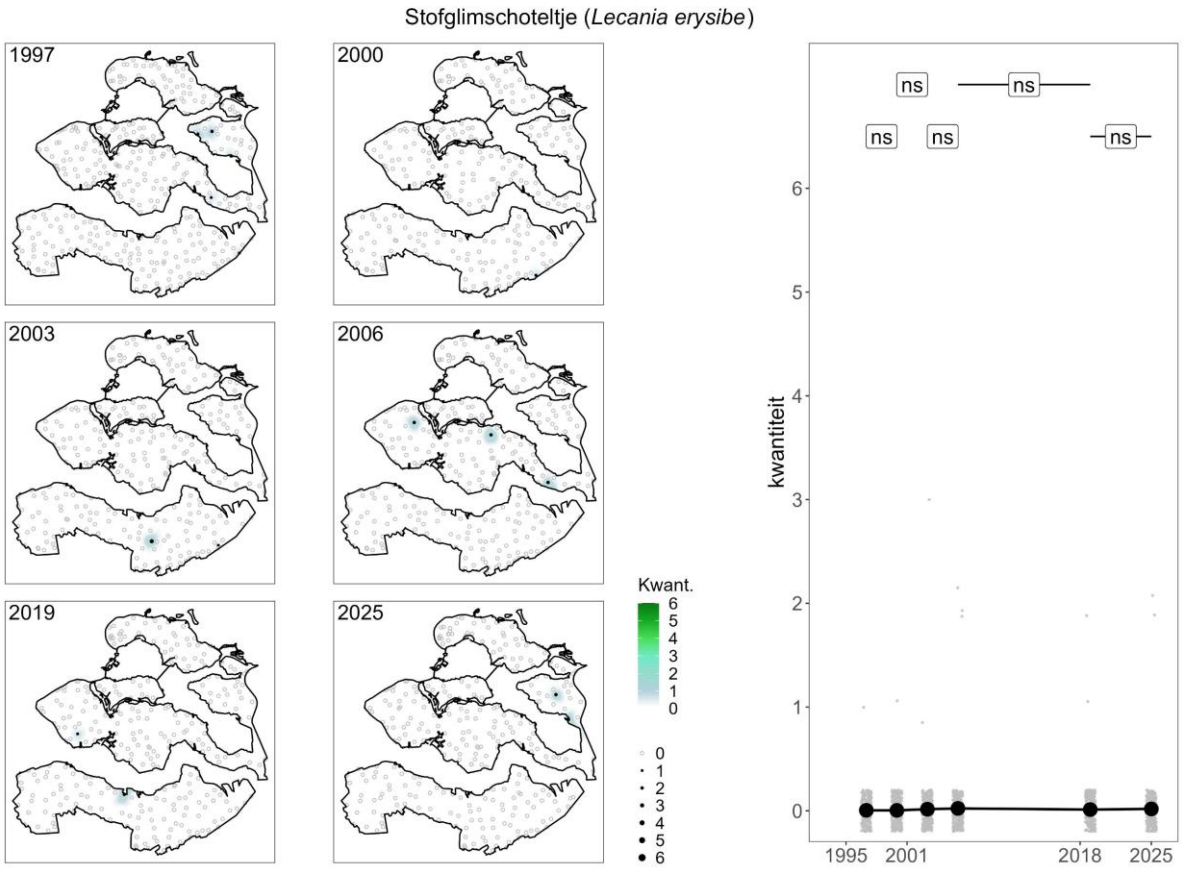


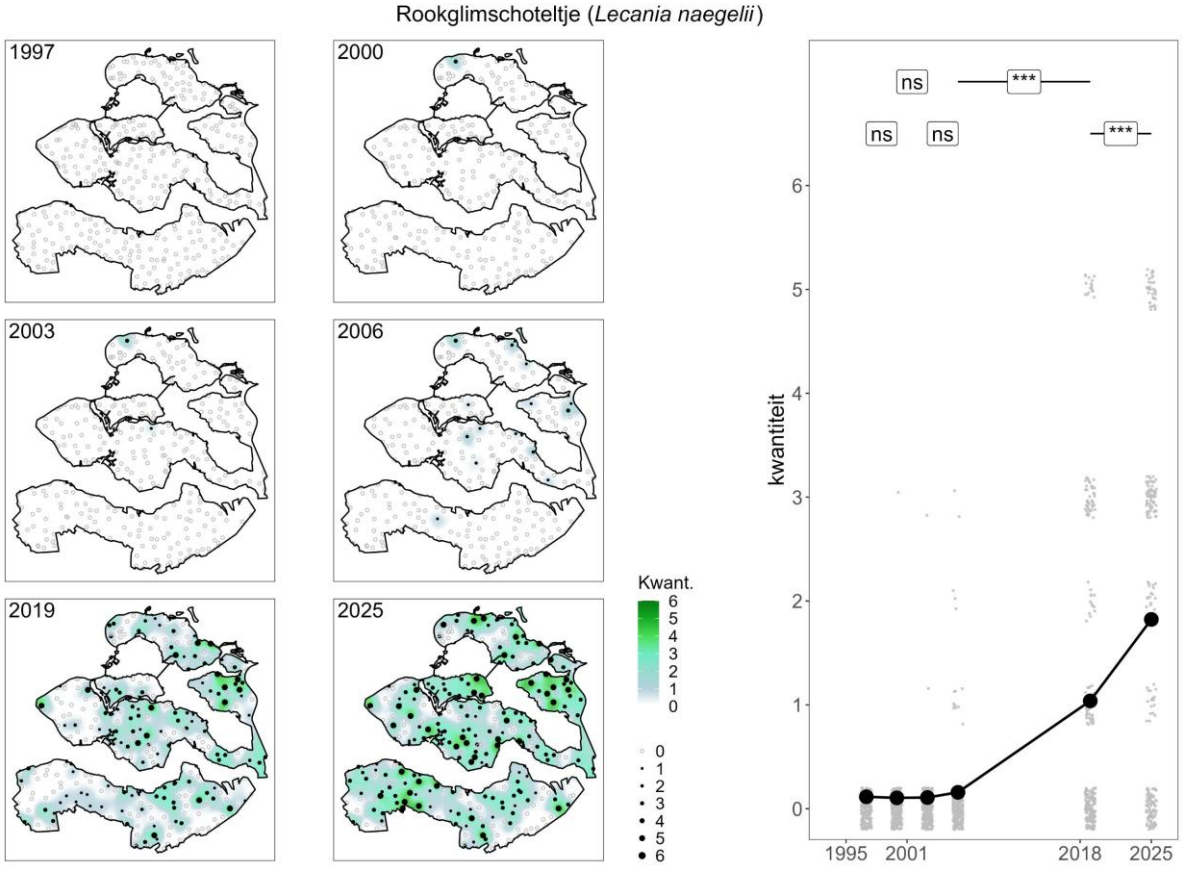
Gebogen- / Grofgebogen schildmos (*Hypotrachyna afrorevoluta / revoluta*)



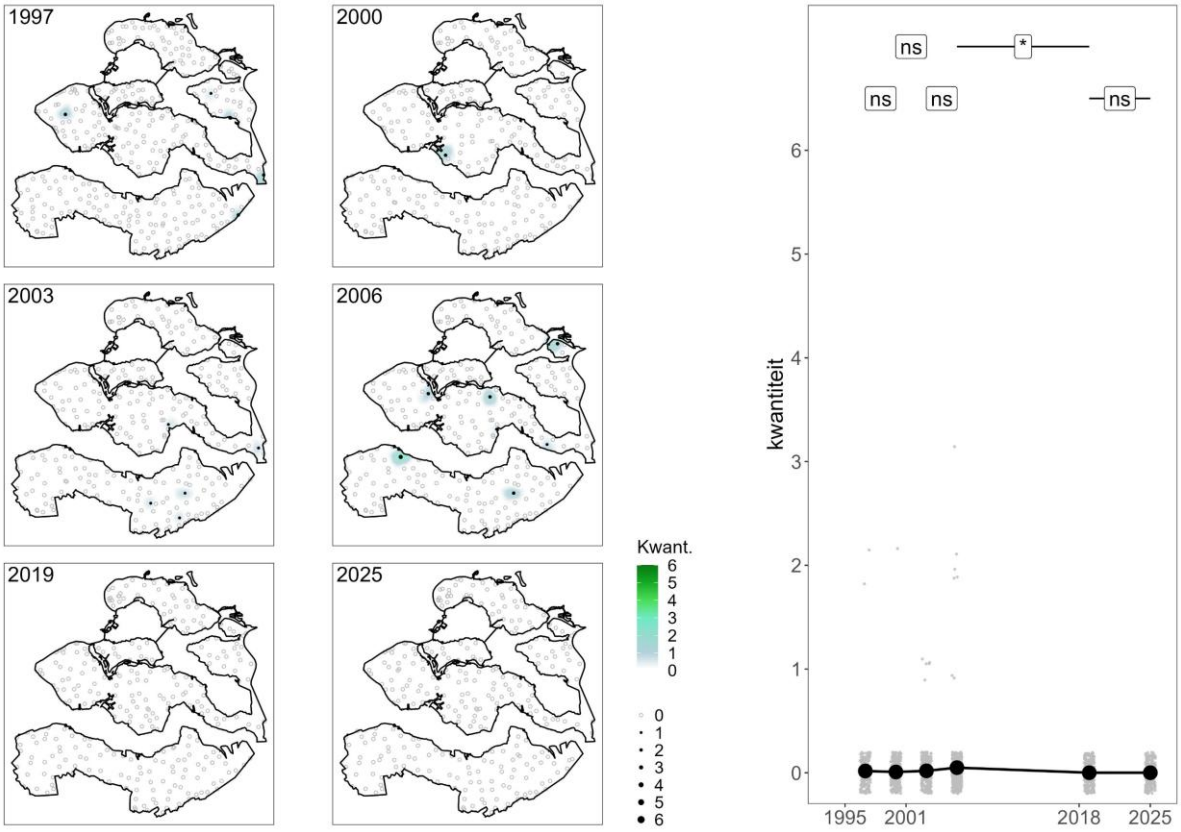

Aspergekorst (*Jamesiella anastomosans*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025


Boomglimschoteltje (*Lecania cyrtella*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
***
ns
ns
***
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

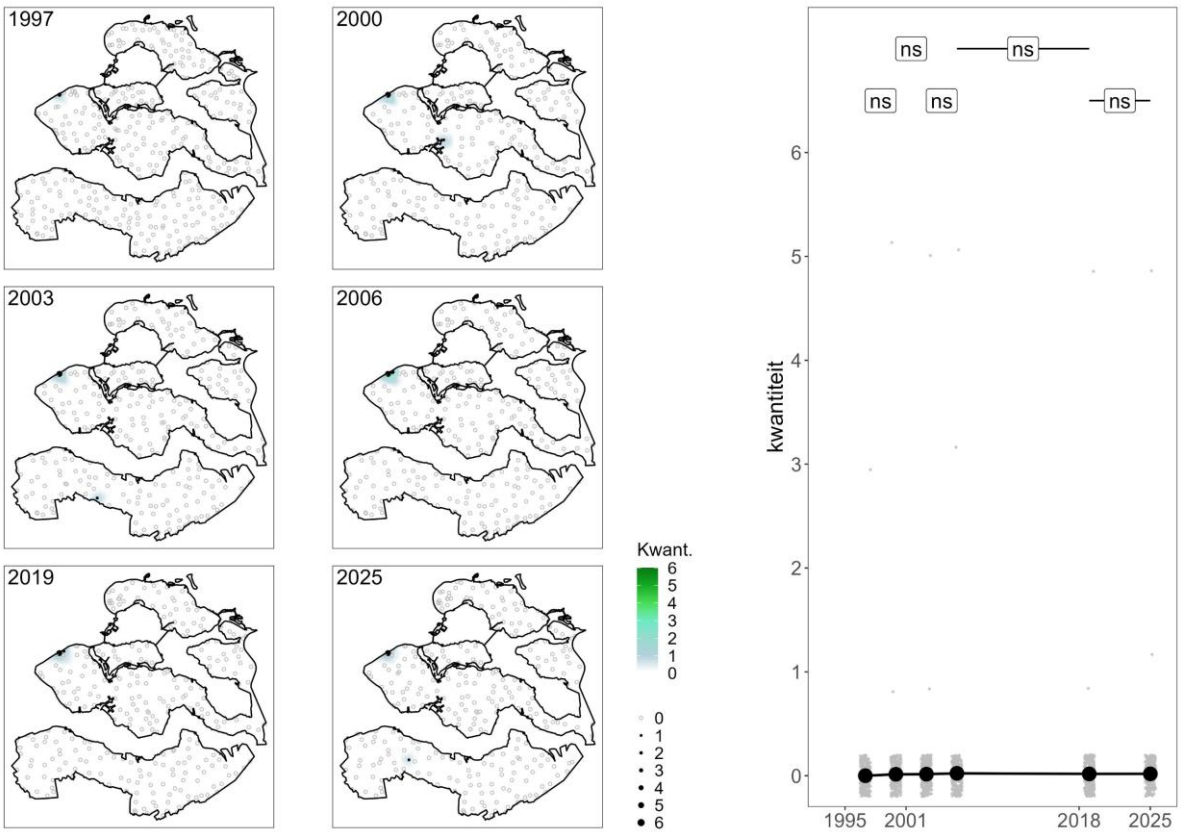

Stofglimschoteltje (*Lecania erysibe*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025


Rookglimschoteltje (*Lecania naegelii*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
***
ns
ns
***
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

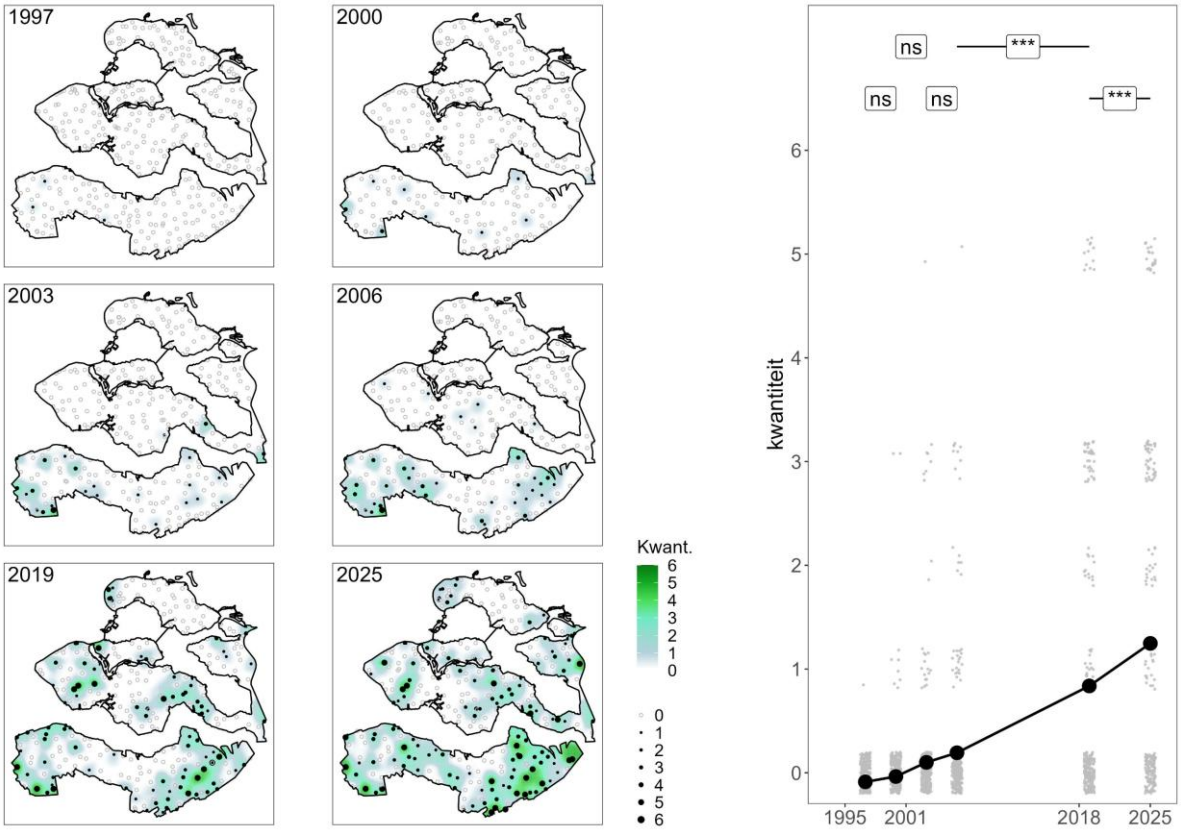
Steenglimschoteltje (*Lecania rabenhorstii*)



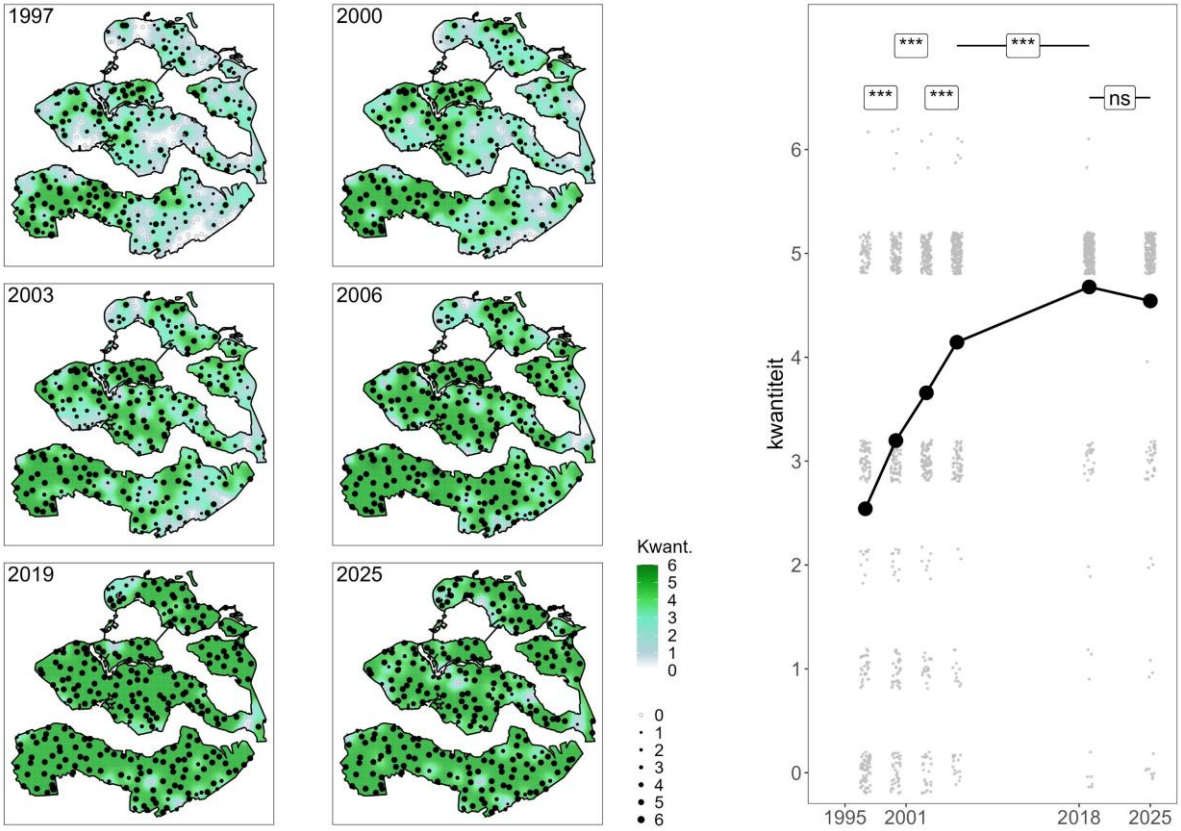
Bosschotelkorst (*Lecanora argentata*)

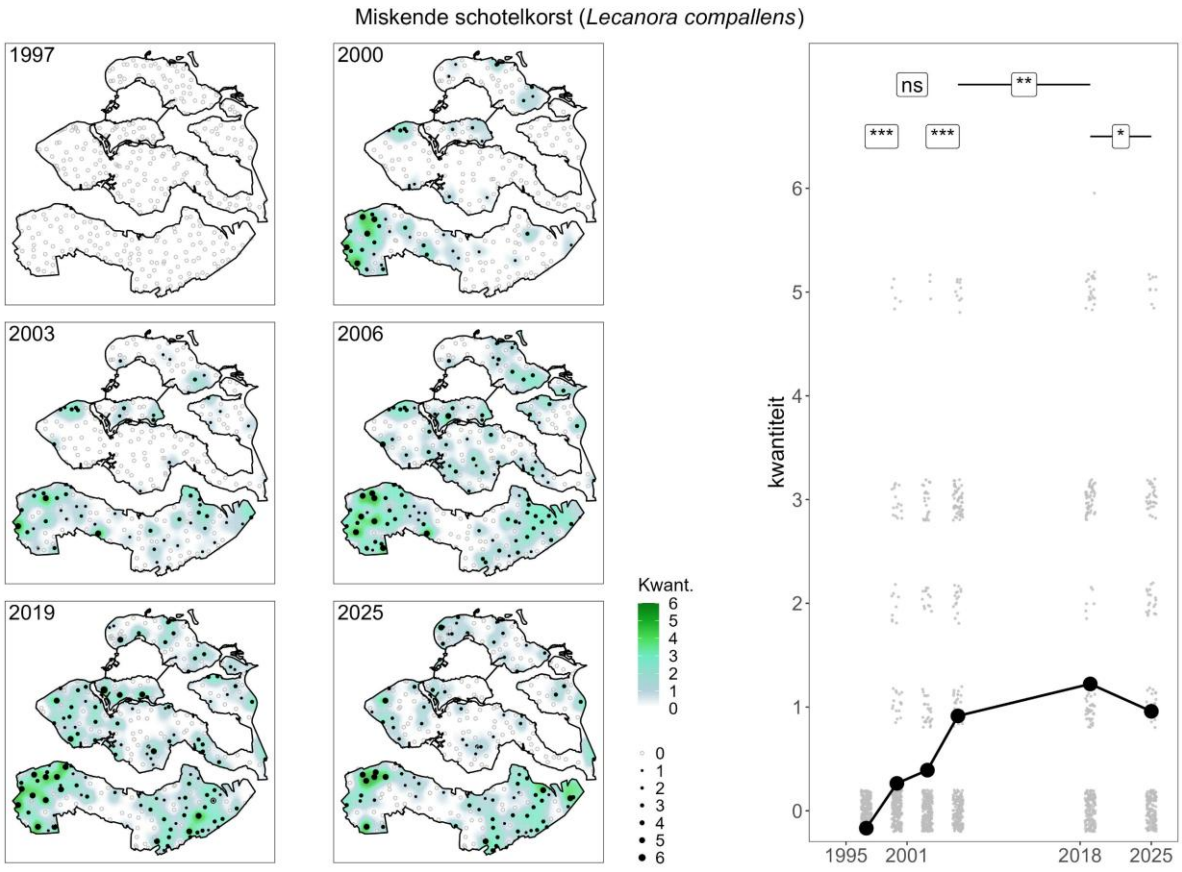


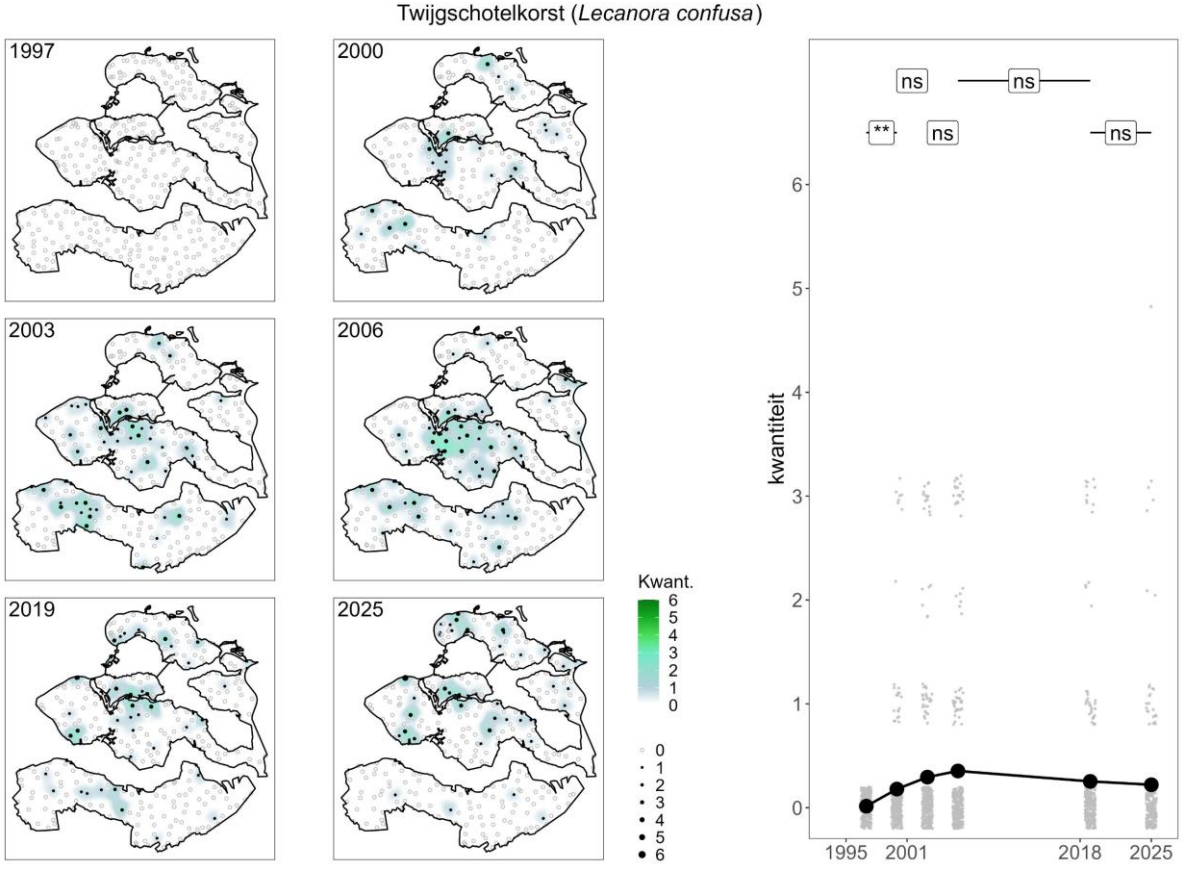
Ammoniakschotelkorst (*Lecanora barkmaniana*)



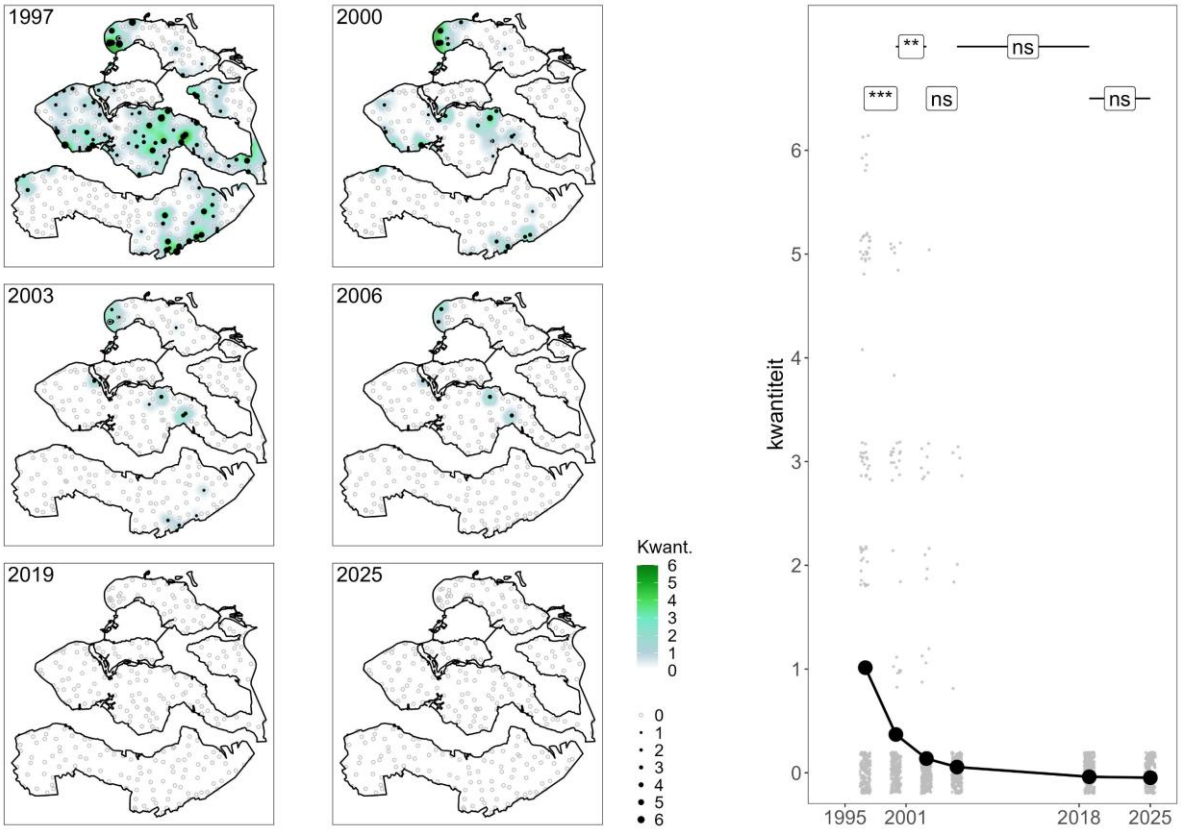
Witte schotelkorst (*Lecanora chlarotera*)



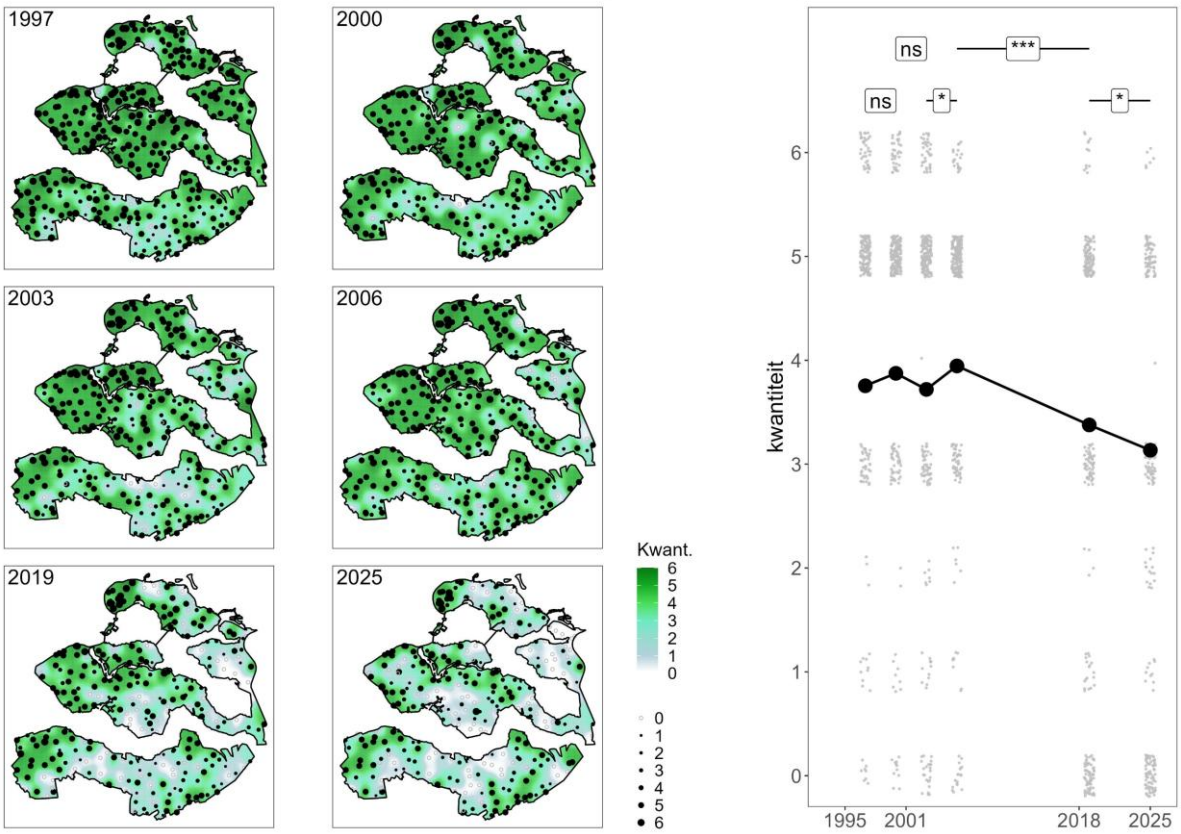

Miskende schotelkorst (*Lecanora compallens*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
**
***
***
*
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025


Twijgschotelkorst (*Lecanora confusa*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
**
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

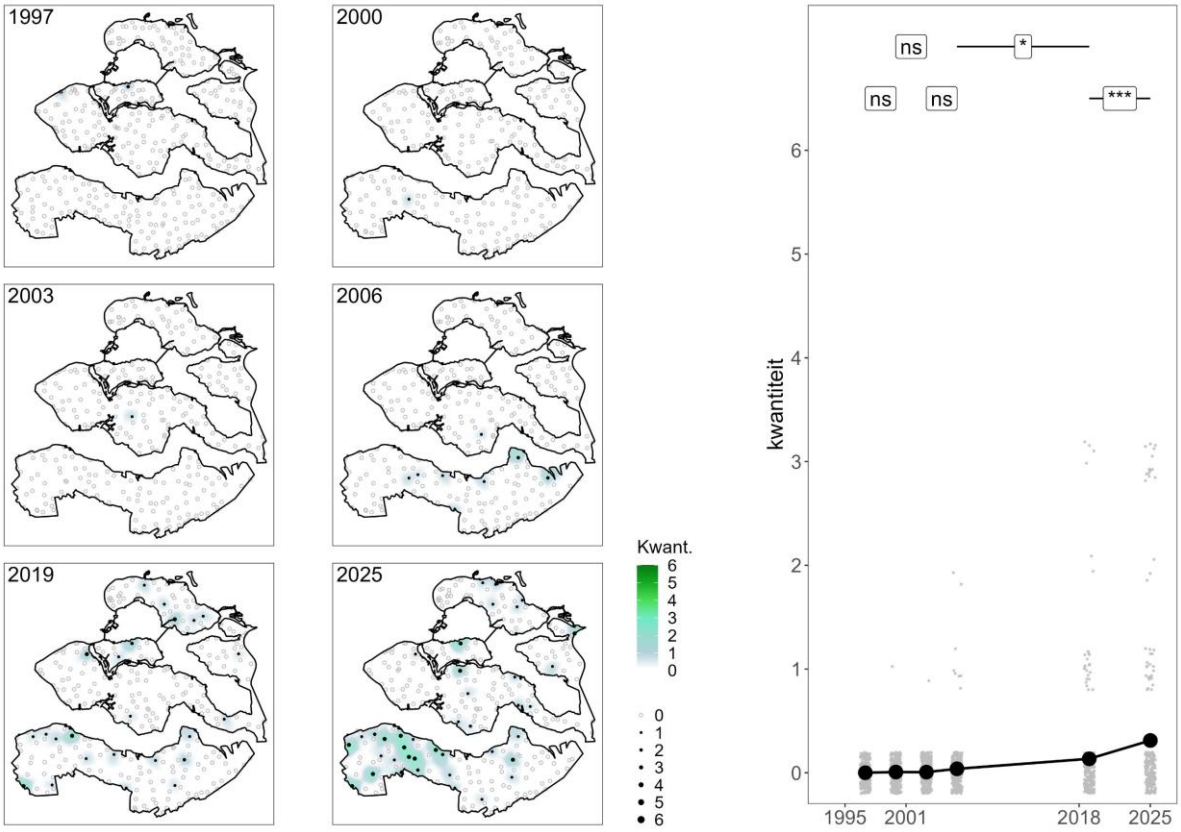
Groene schotelkorst (*Lecanora conizaeoides*)



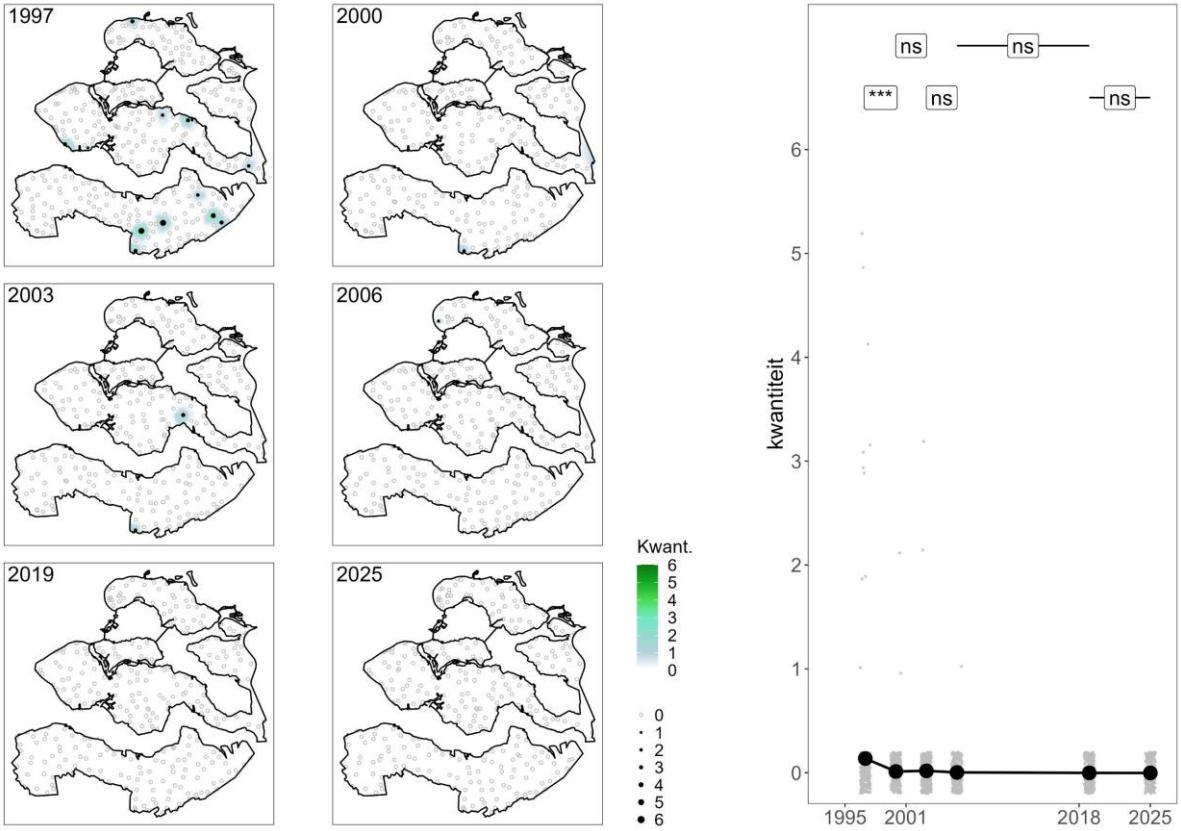
Bleekgroene schotelkorst (*Lecanora expallens*)



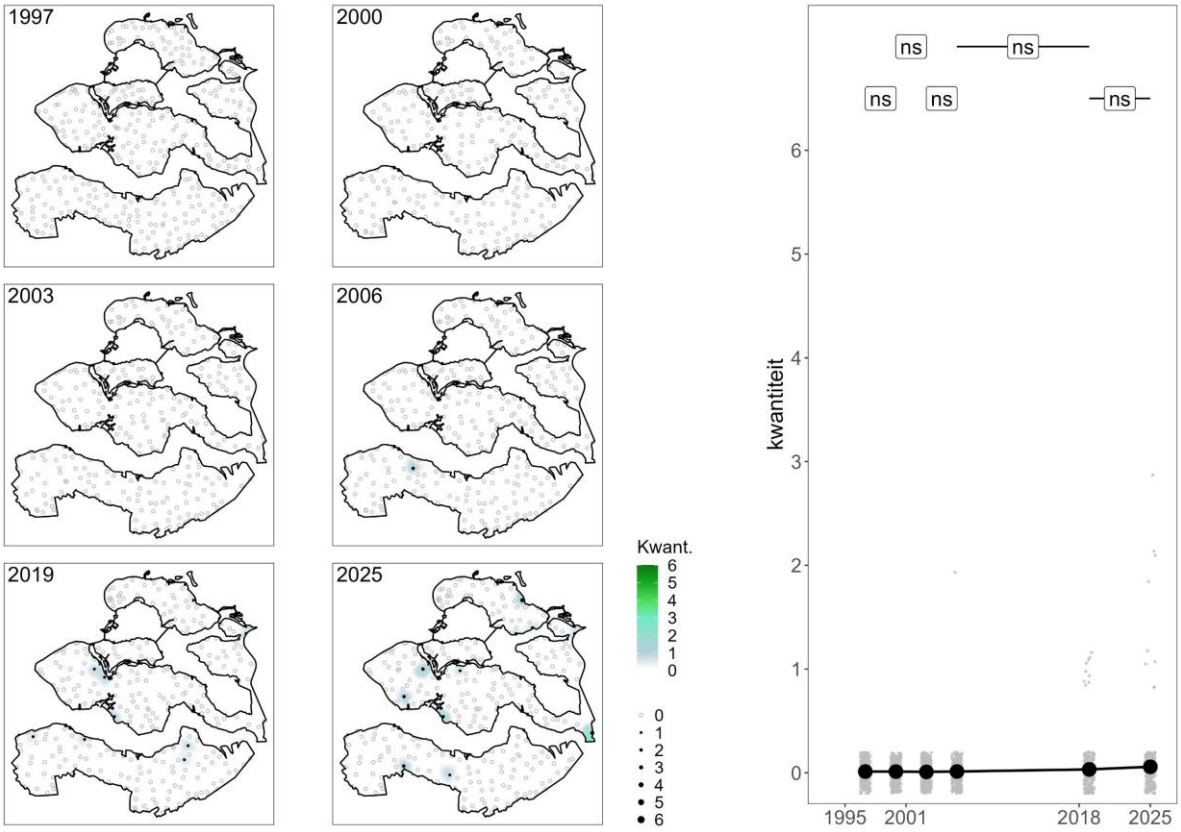
Donkere schotelkorst (*Lecanora horiza*)



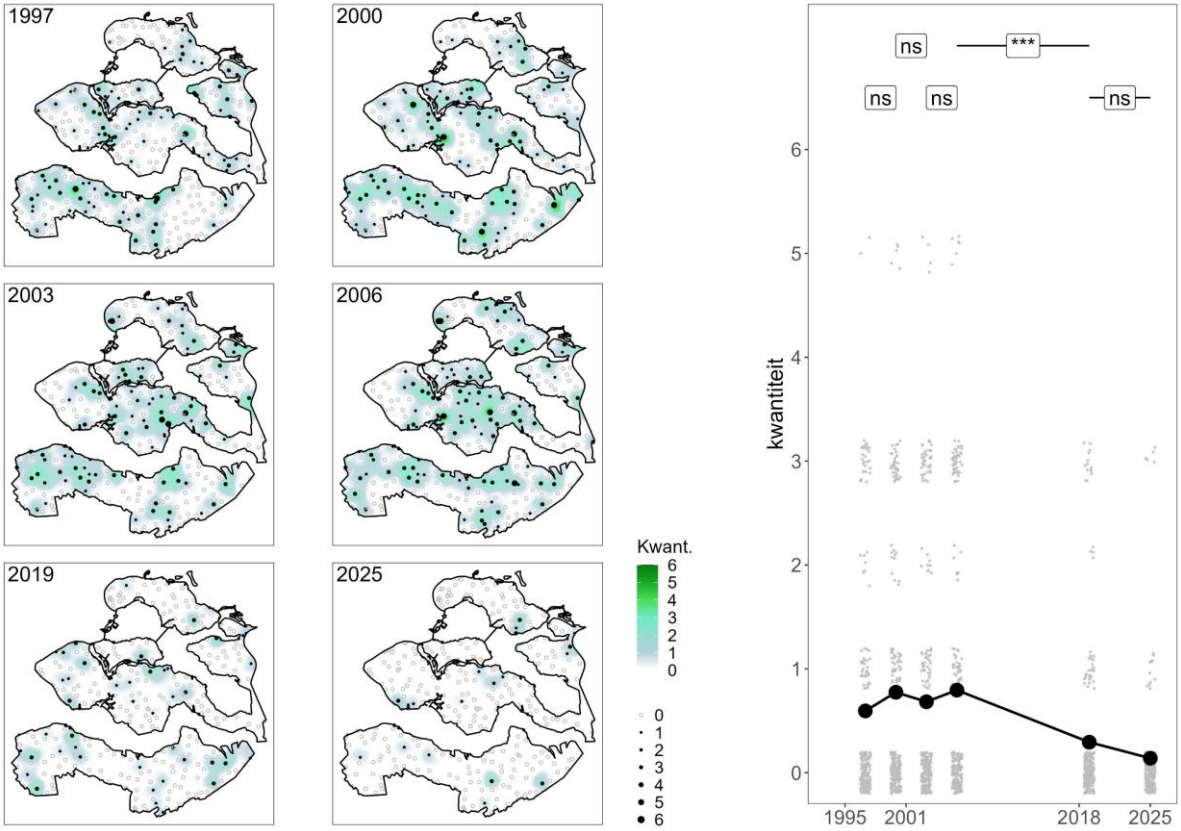
Houtschotelkorst (*Lecanora saligna*)



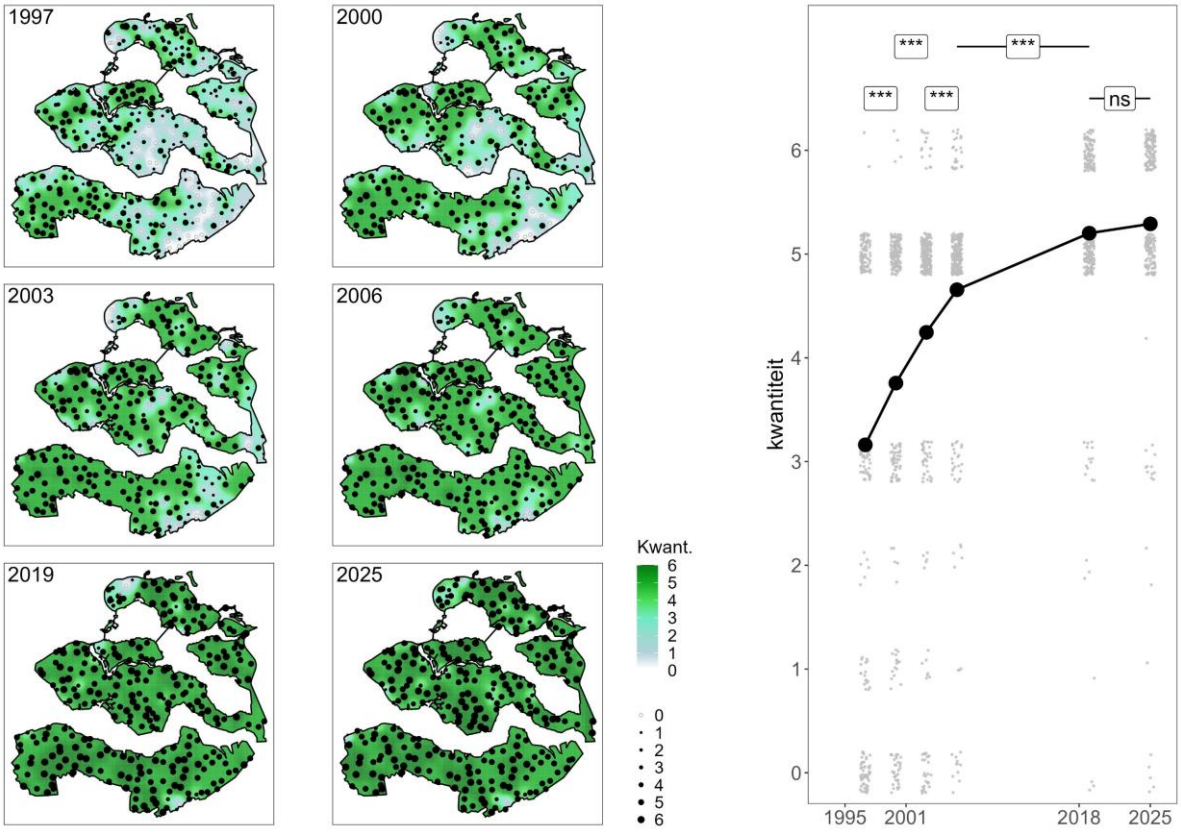
Bochtige schotelkorst (*Lecanora sinuosa*)



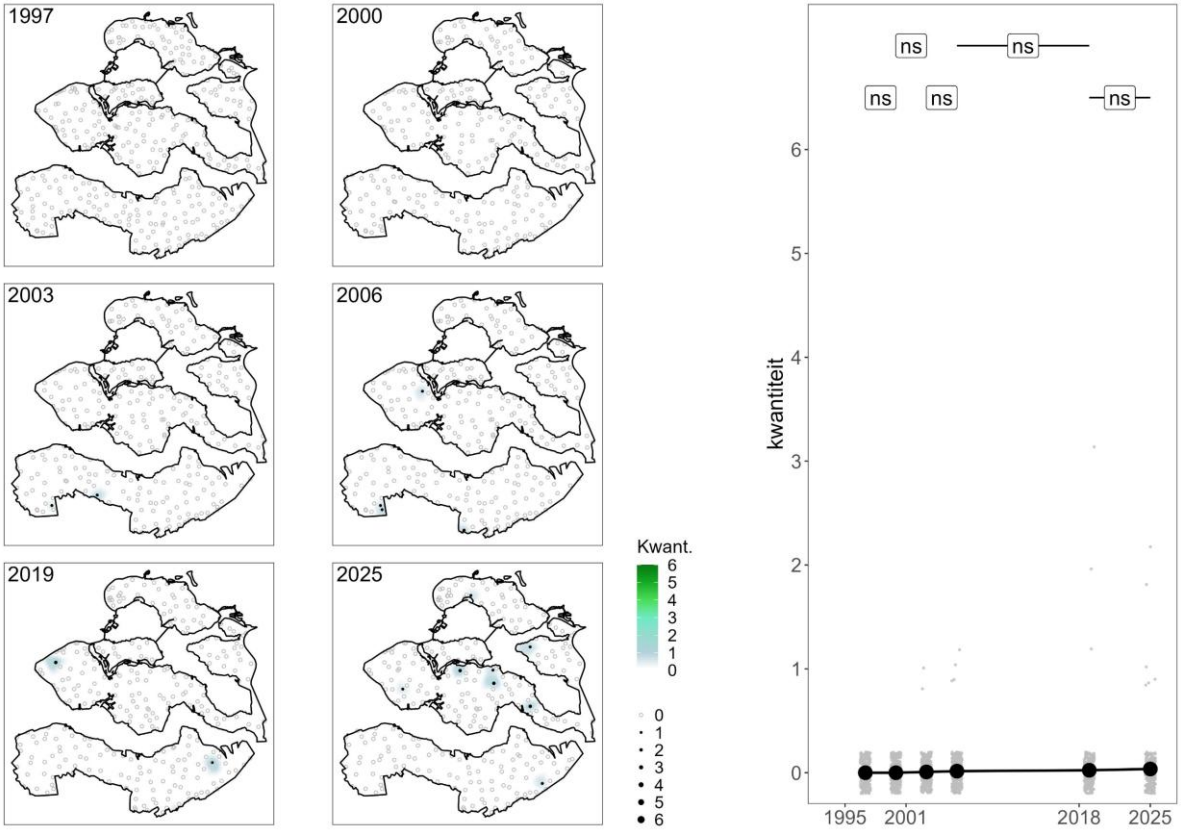
Bolle schotelkorst (*Lecanora symmicta*)



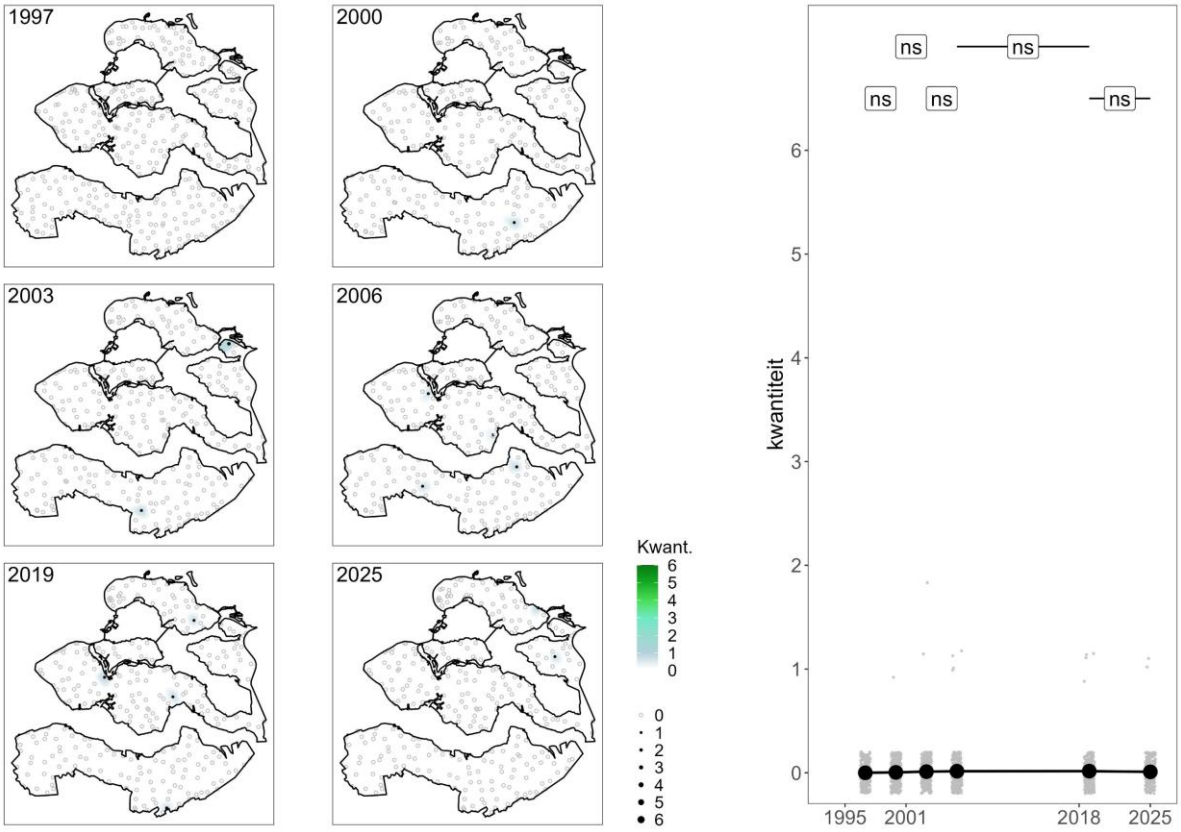
Gewoon purperschaaltje (*Lecidella elaeochroma*)



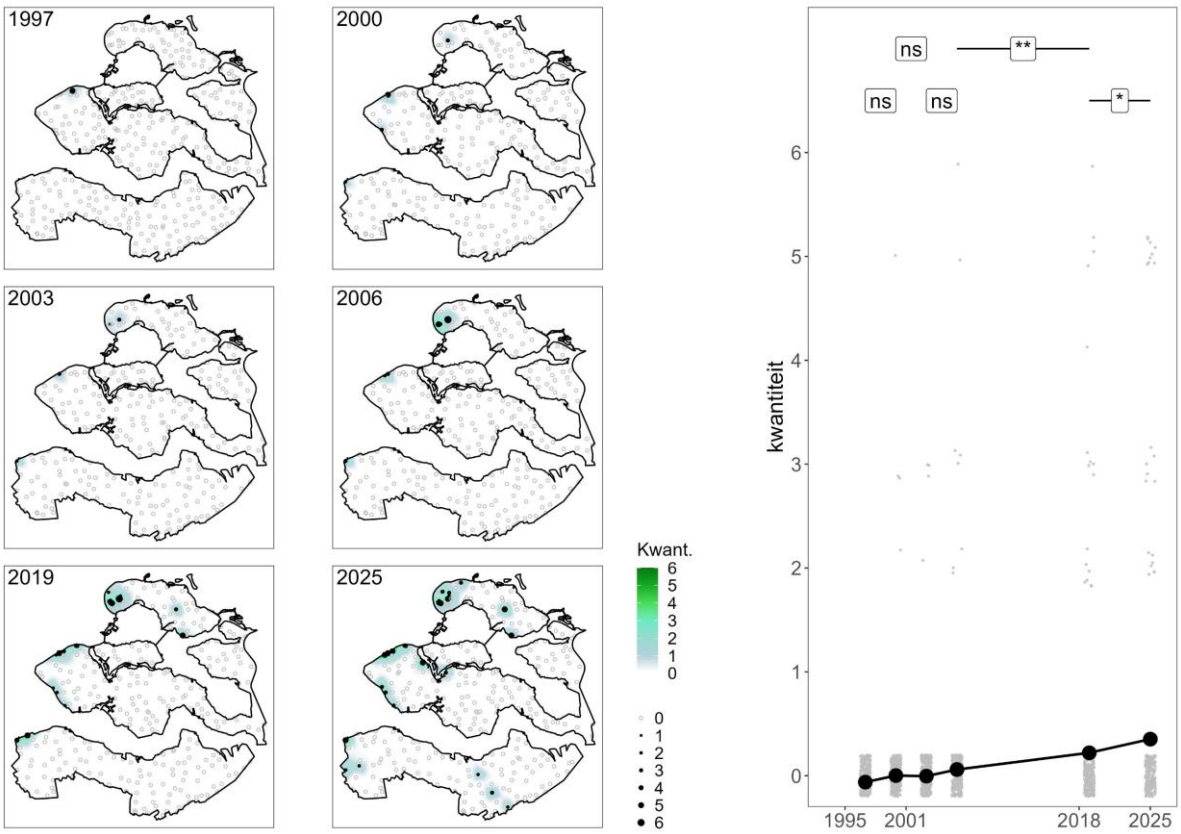
Fijne mosterdkorst (*Lecidella flavosorediata*)



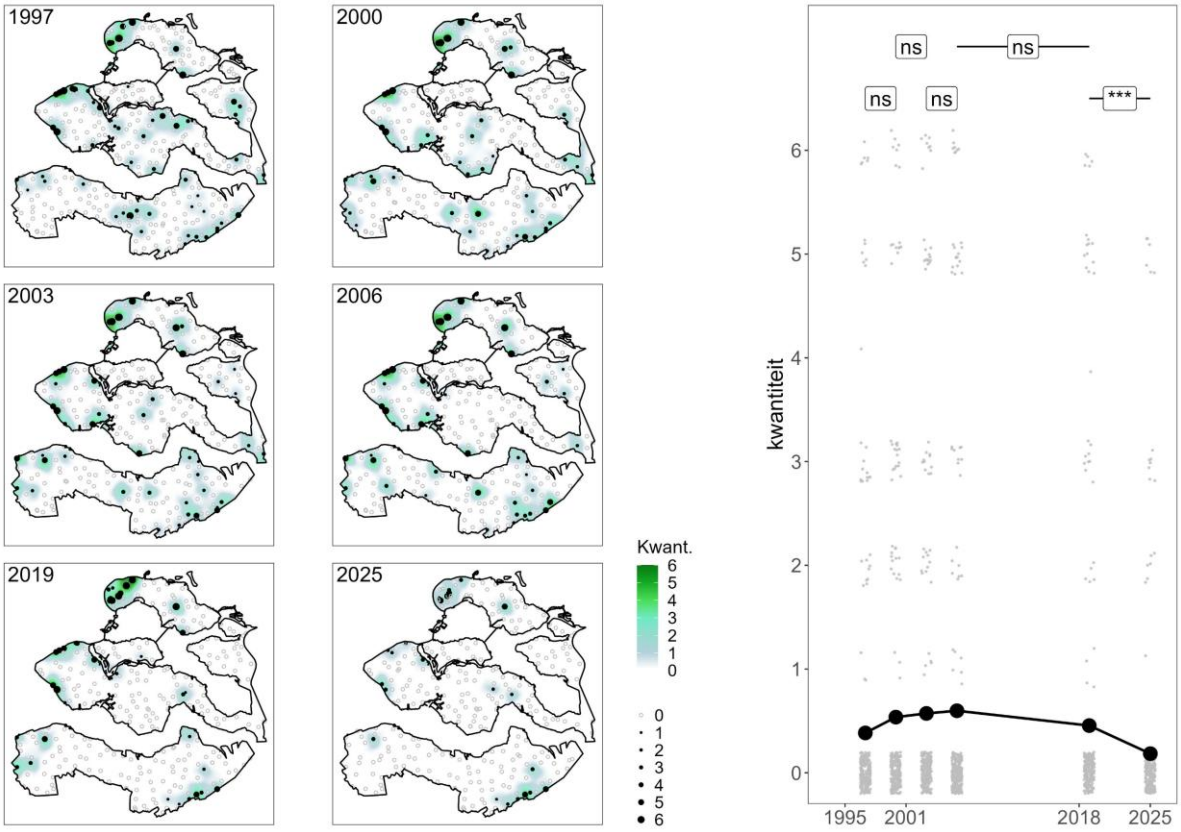
Grijsgroene steenkorst (*Lecidella scabra*)



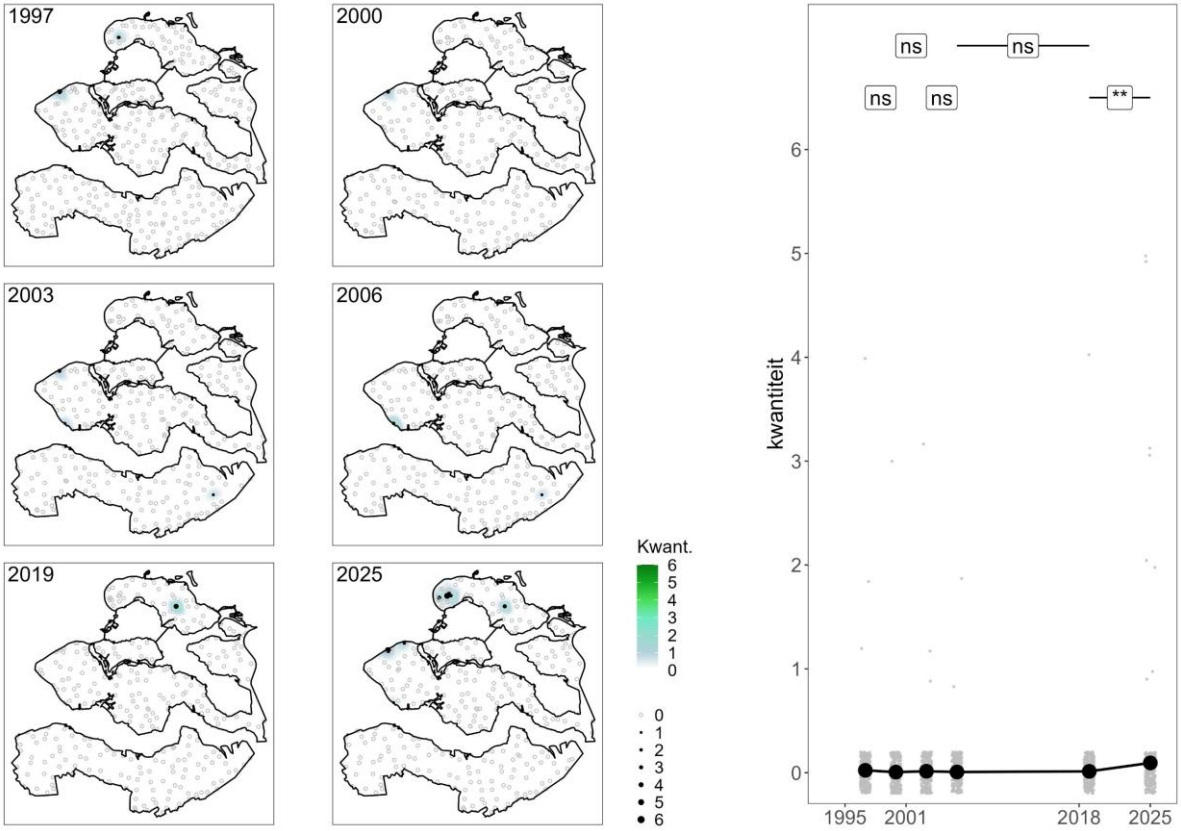
Gelobde poederkorst (*Lepraria finkii*)



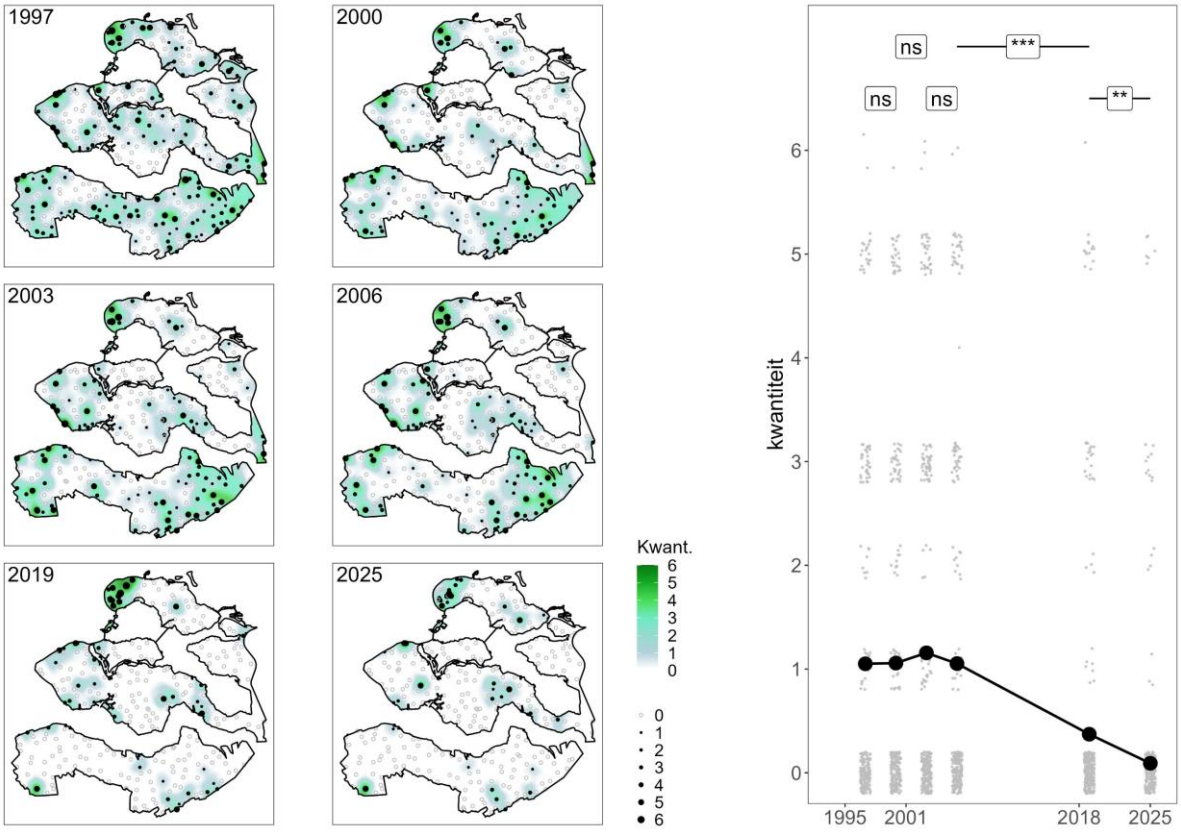
Gewone poederkorst (*Lepraria incana*)



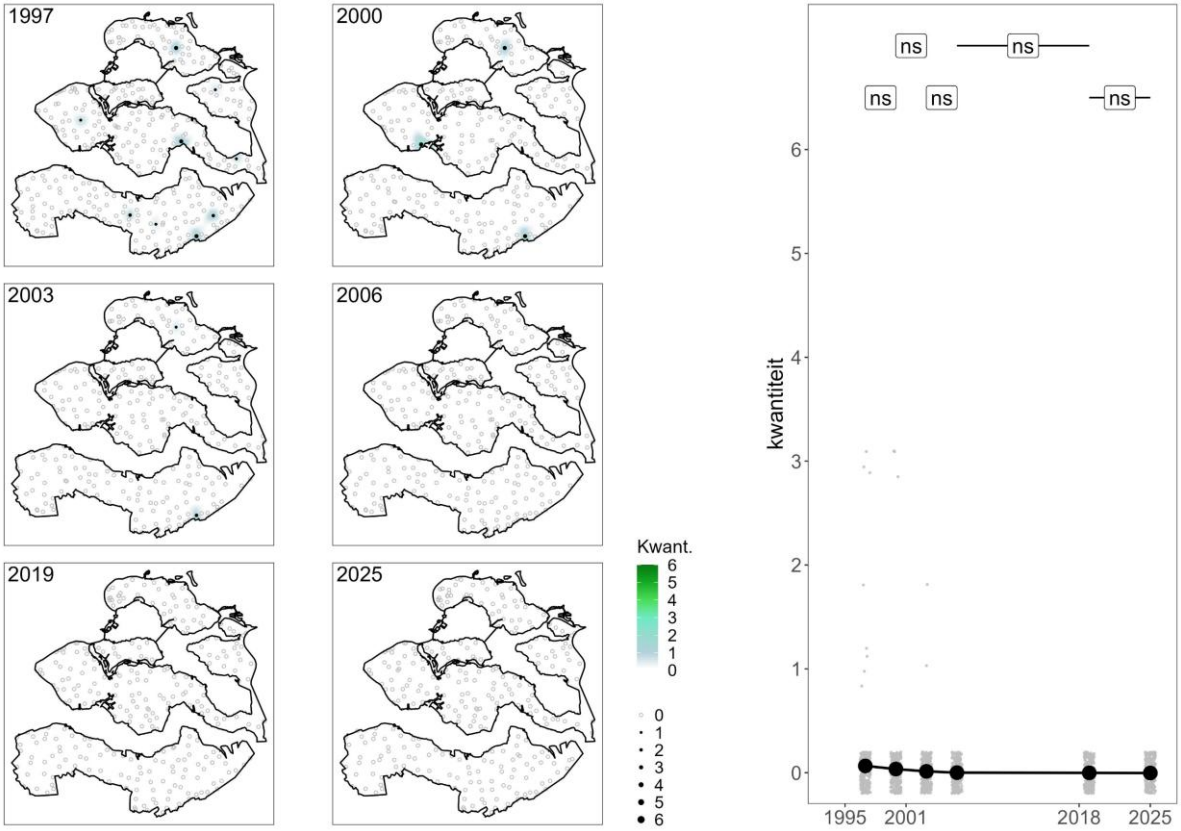
Glanzend boomschildmos (*Melanelixia glabratula*)



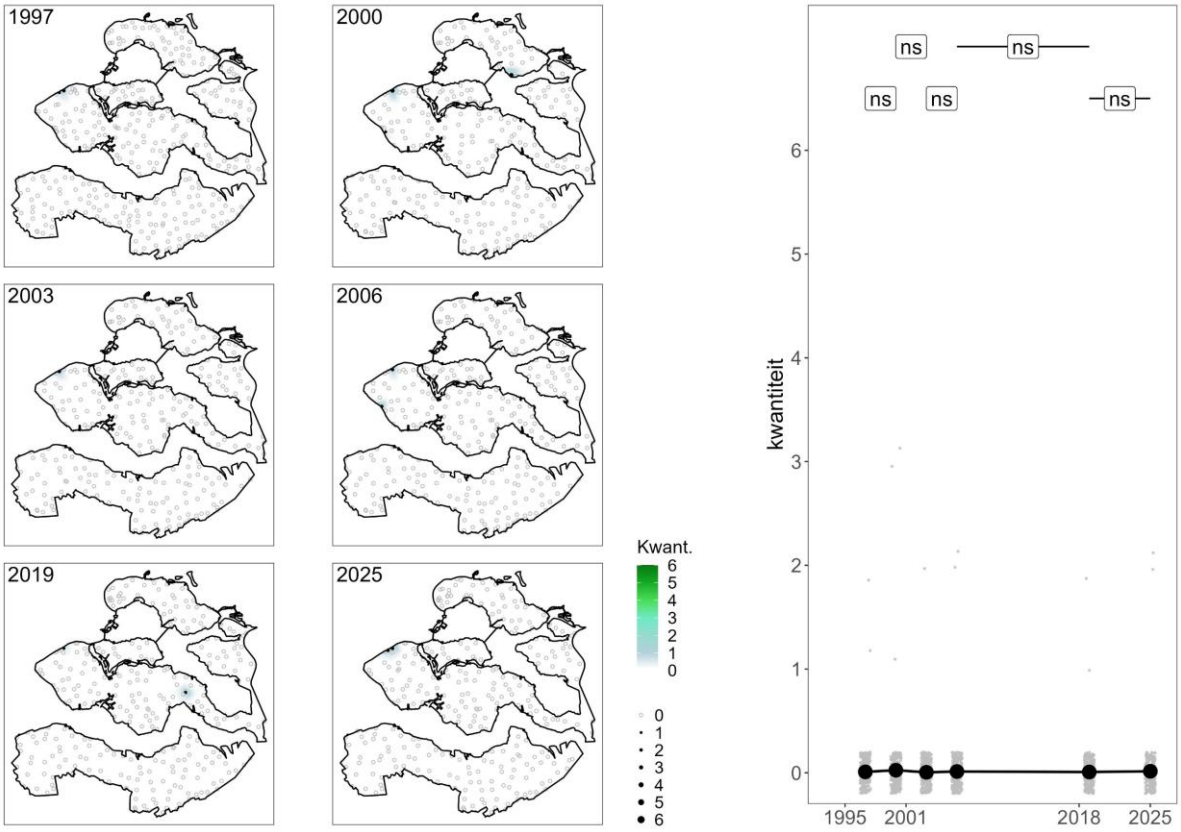
Verstop-schildmos (*Melanelixia subaurifera*)



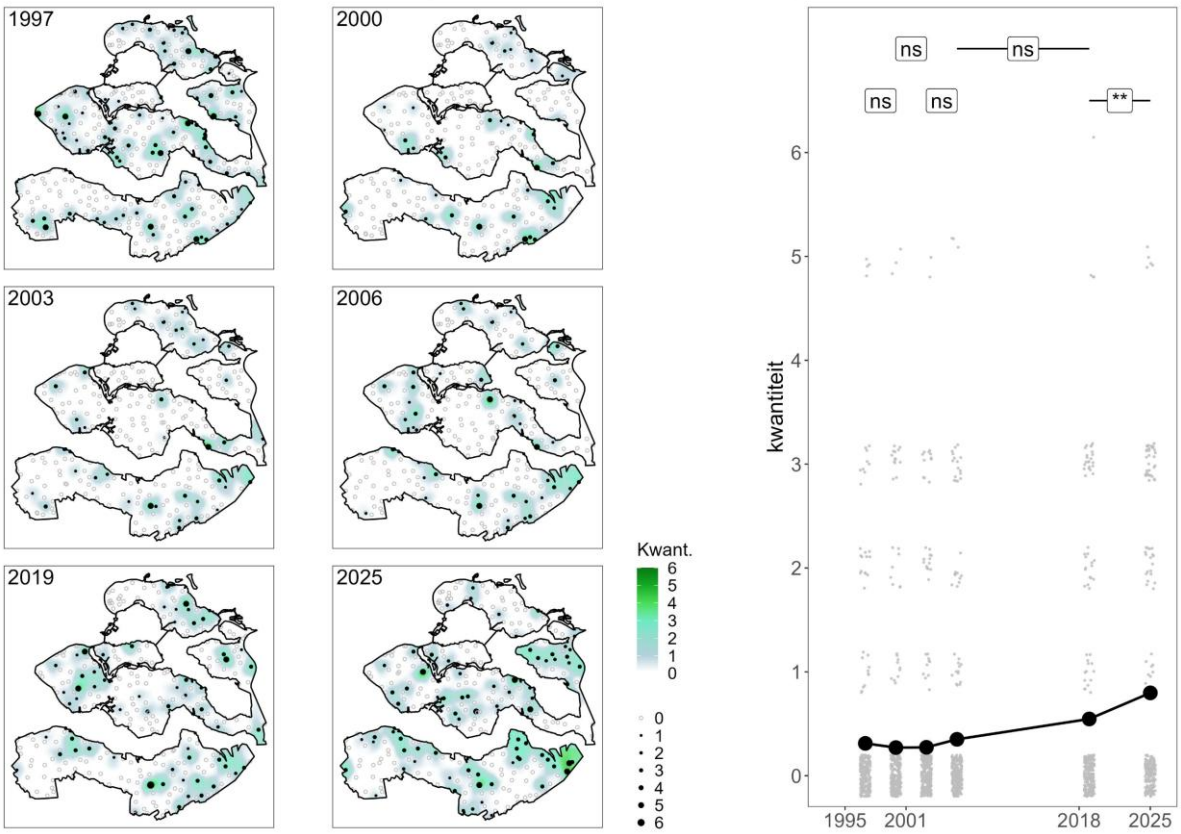
Takkenoogje (*Micarea nitschkeana*)

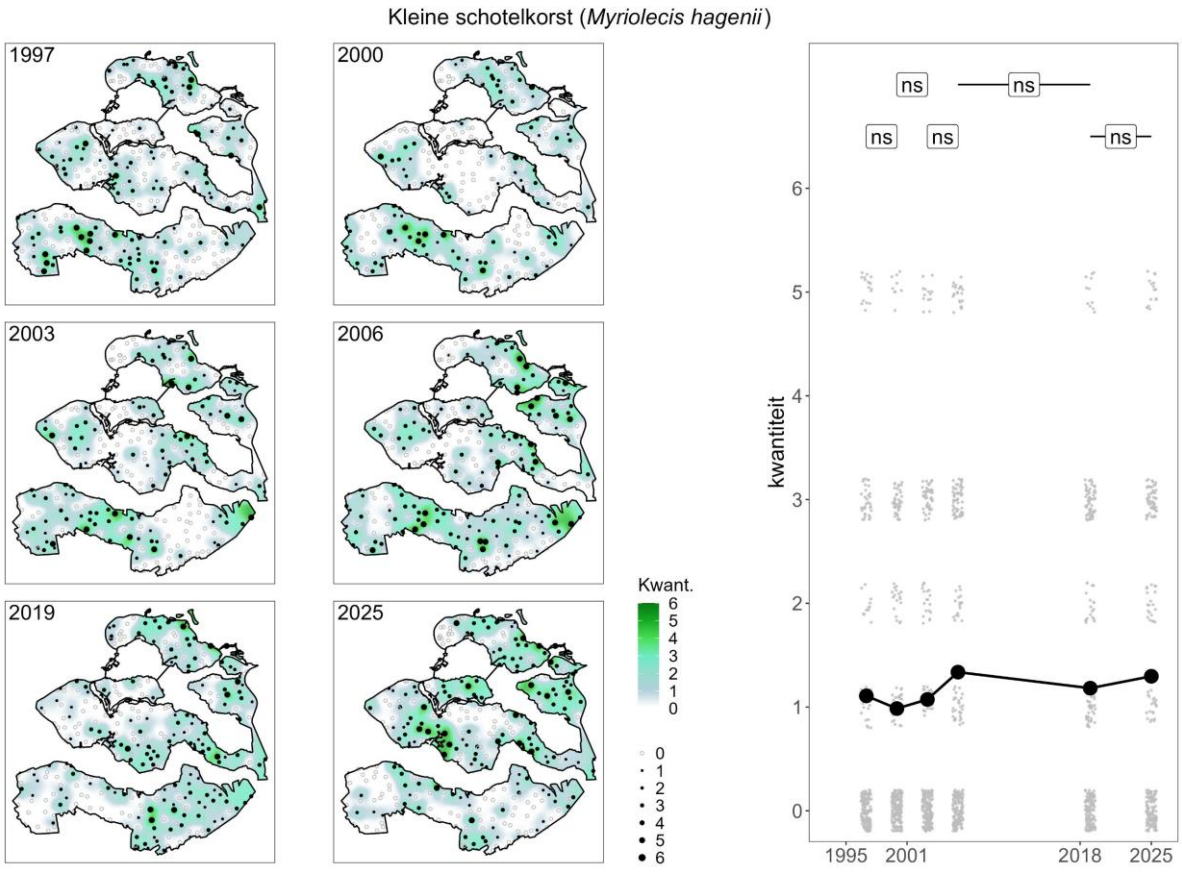


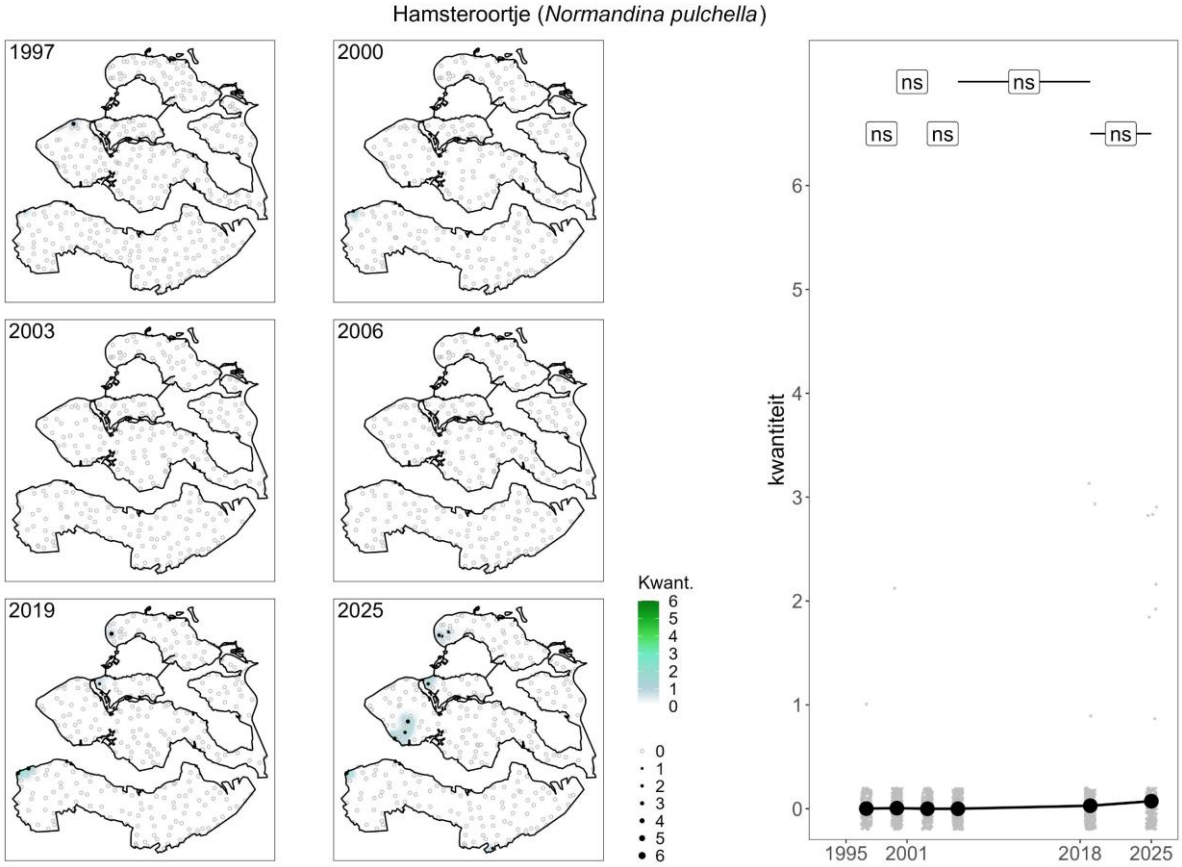
Houtoogje (*Micarea prasina*)



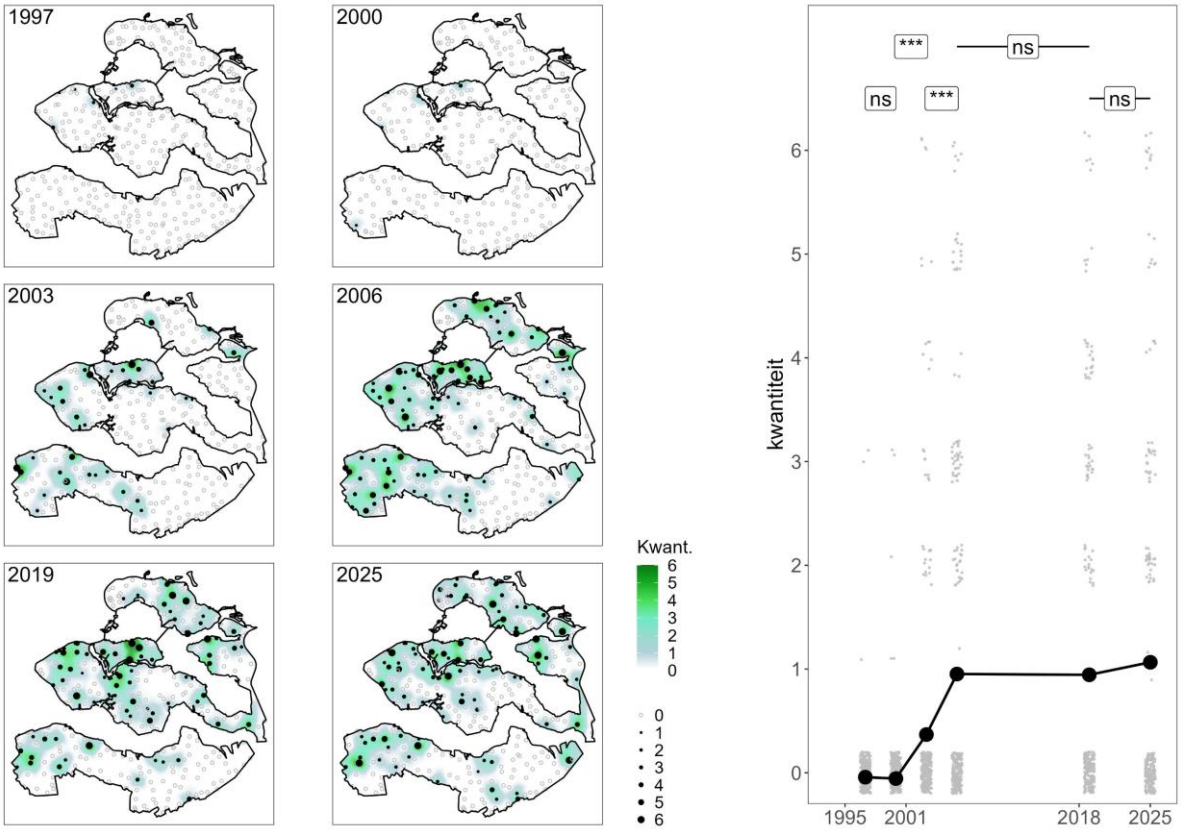
Verborgen schotelkorst (*Myriolecis dispersa*)



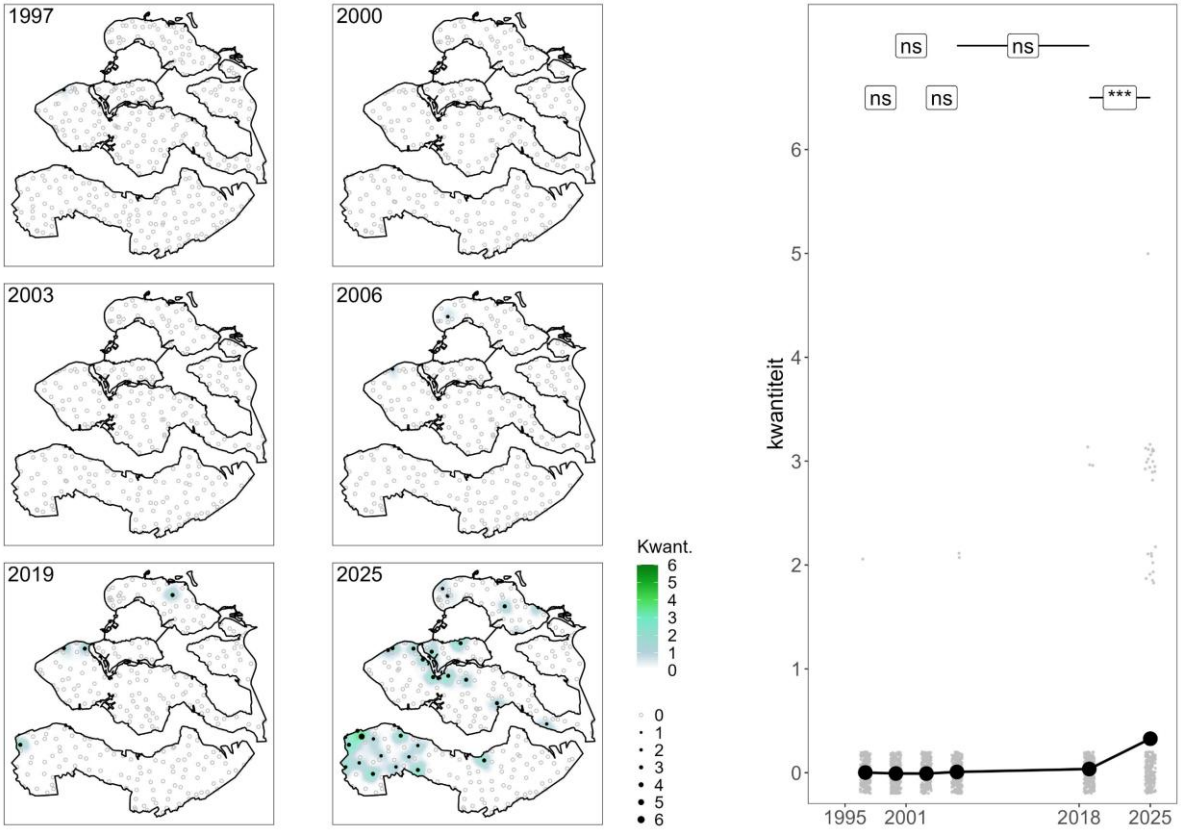

Kleine schotelkorst (*Myriolecis hagenii*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025


Hamsteroortje (*Normandina pulchella*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

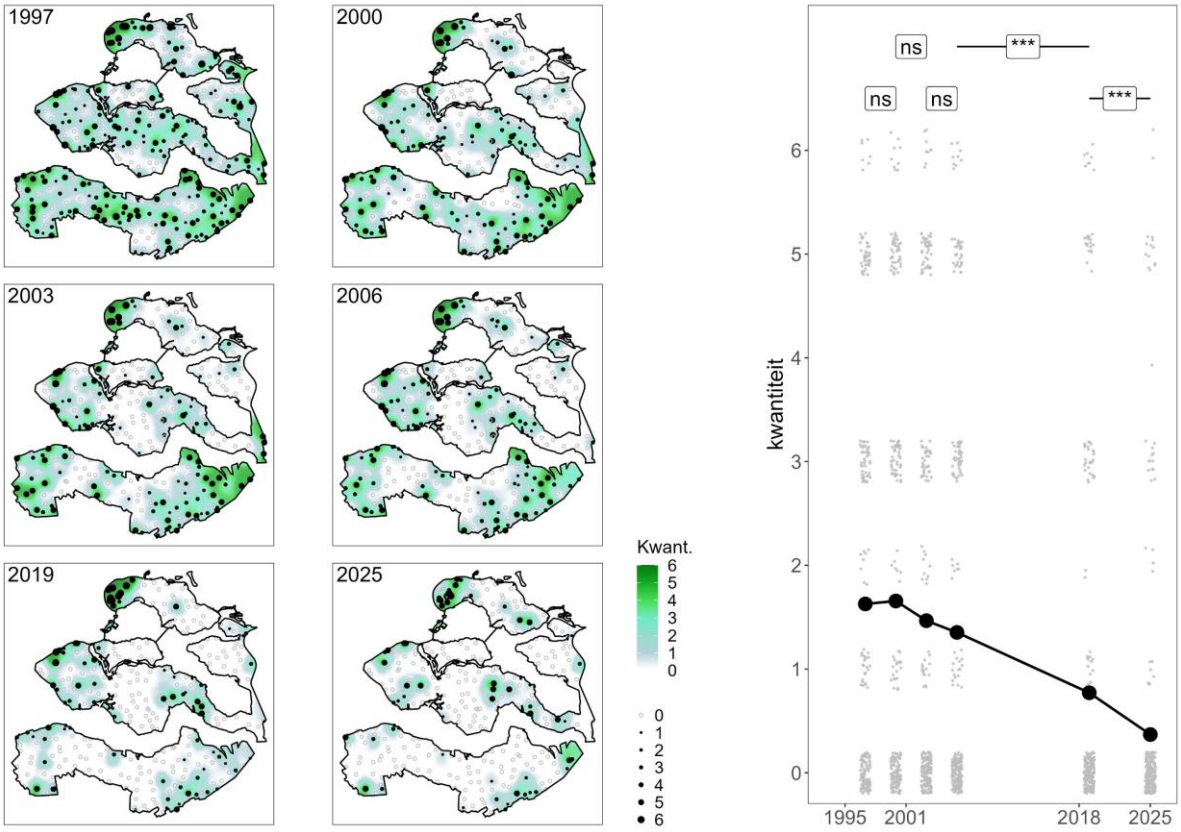
Klein schriftmos (*Opegrapha niveoatra*)



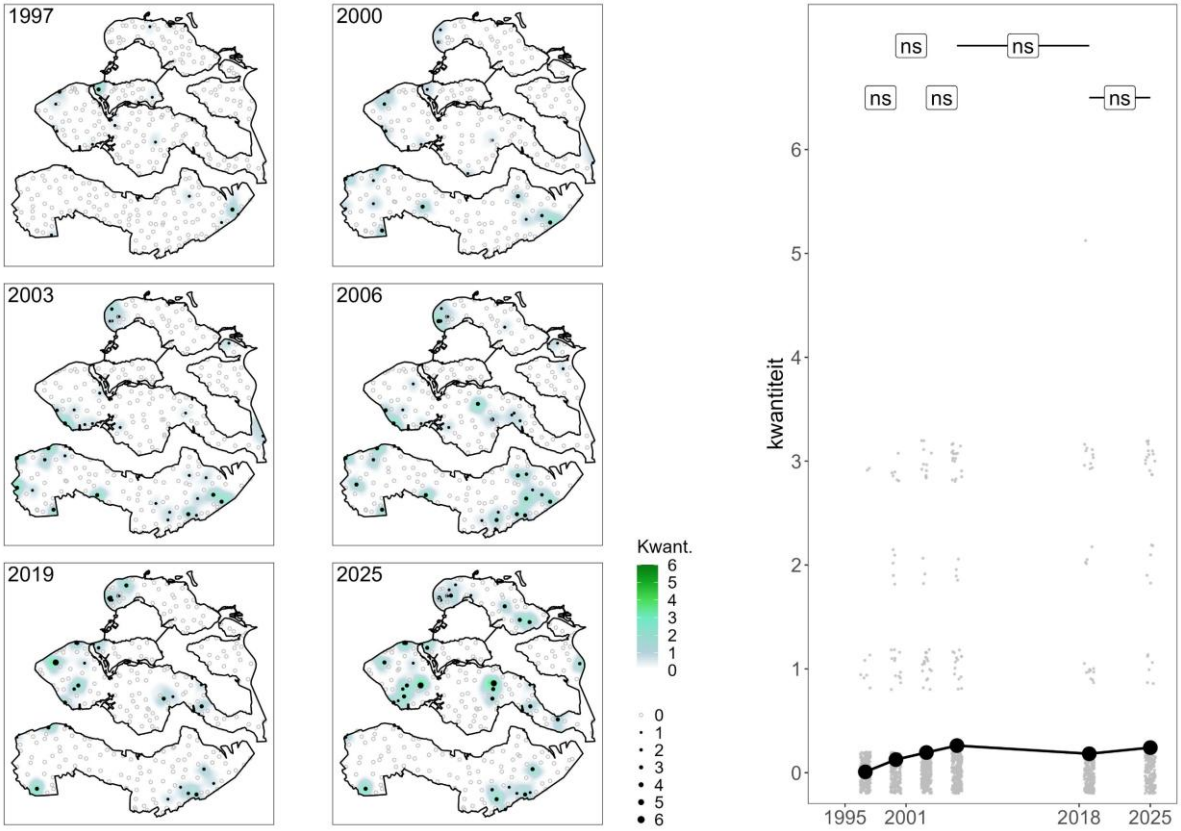
Wit schriftmos (*Opegrapha vulgata*)



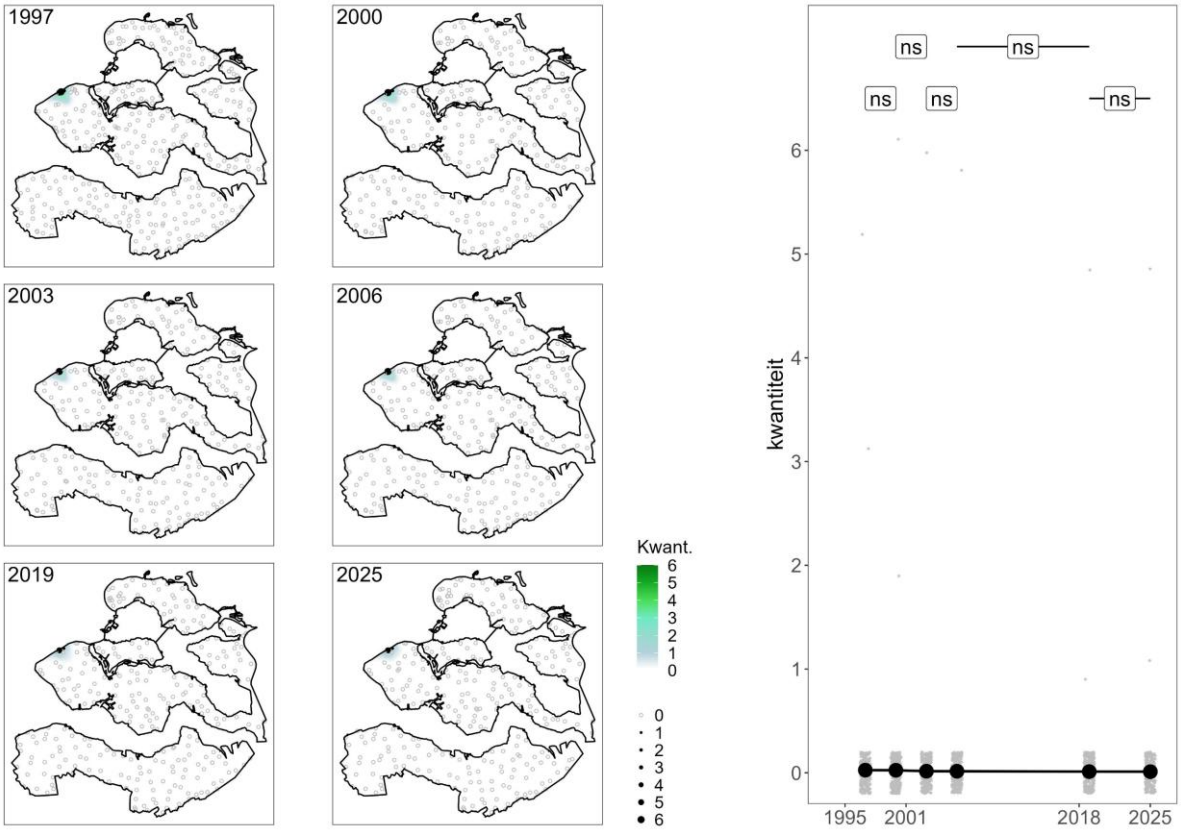
Gewoon schildmos (*Parmelia sulcata*)



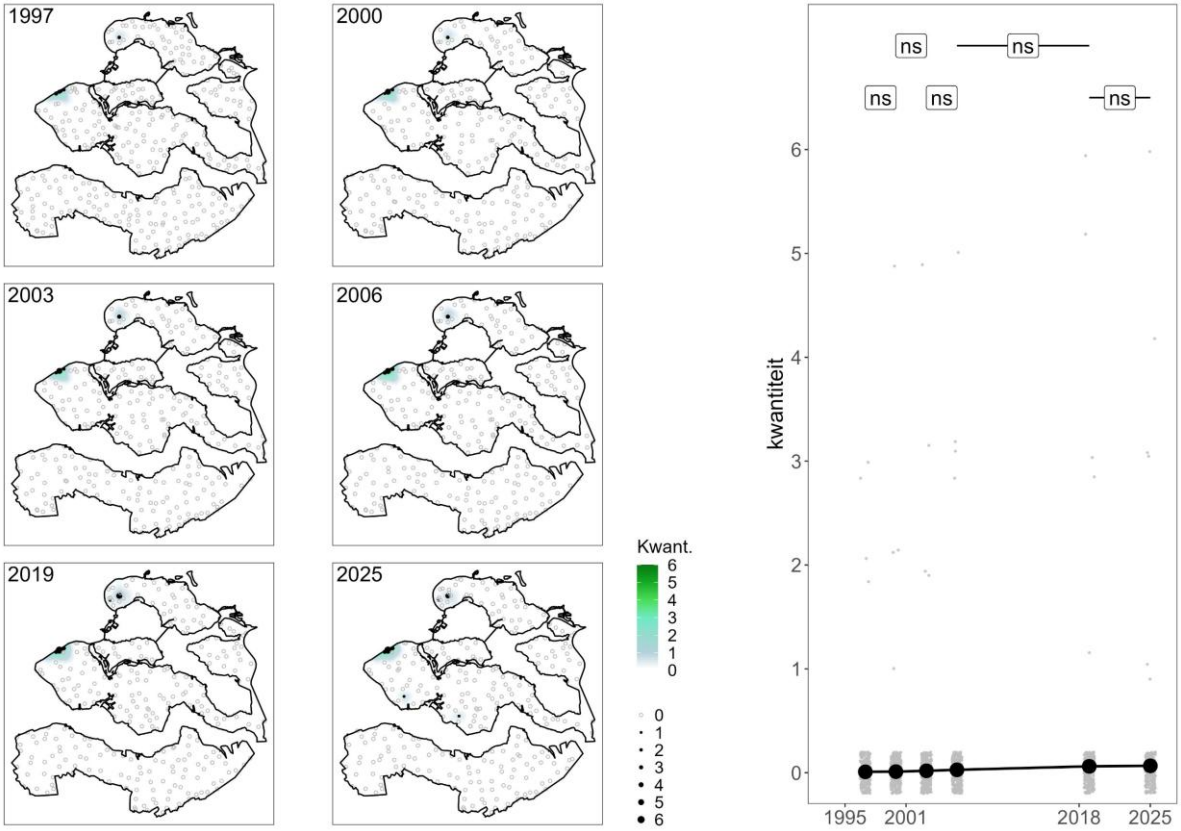
Groot schildmos (*Parmotrema perlatum*)



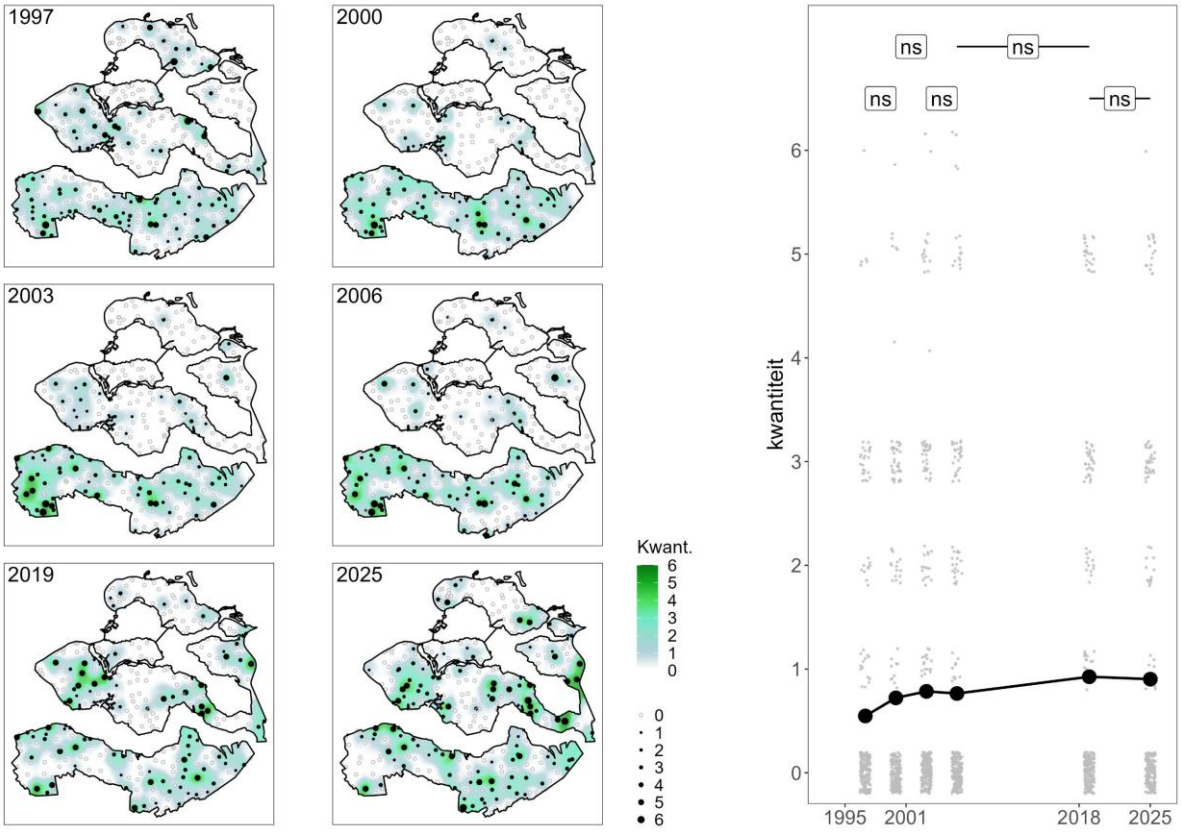
Bleek speldenkussentje (*Pertusaria coccodes*)



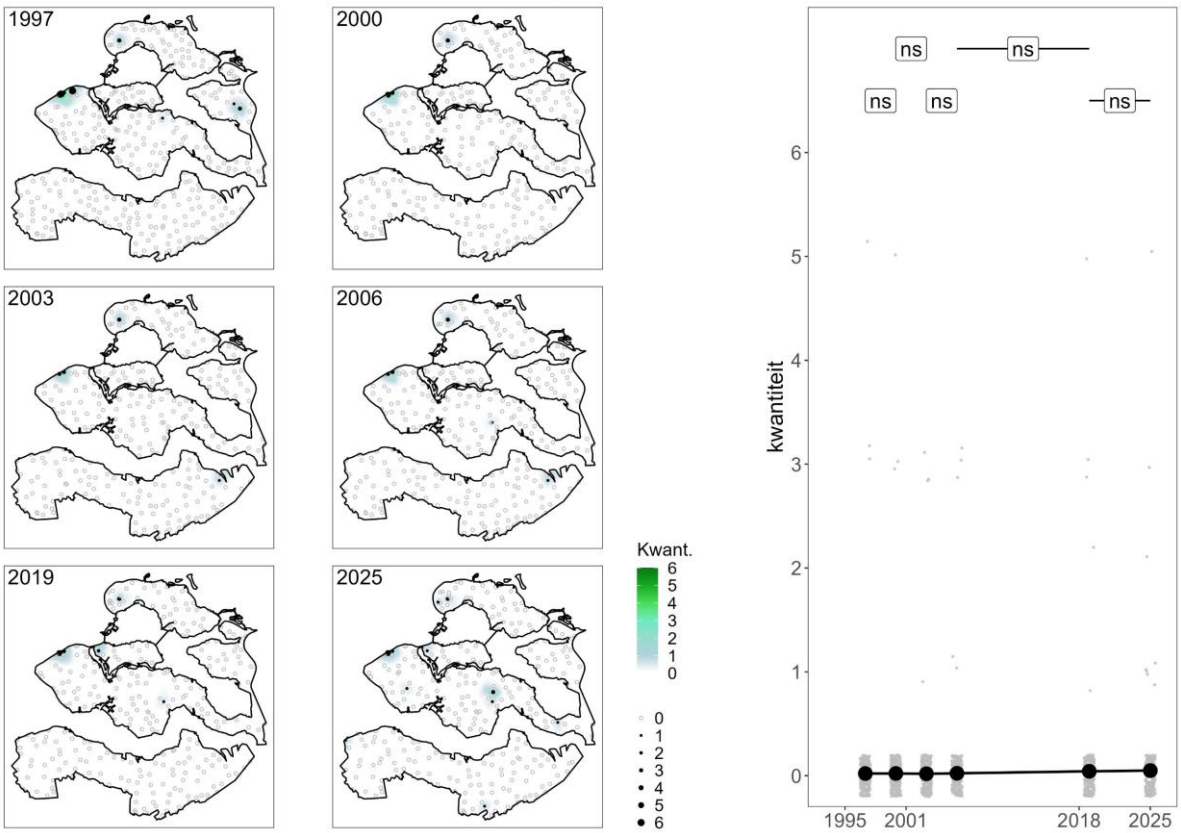
Gewoon speldenkussentje (*Pertusaria pertusa*)



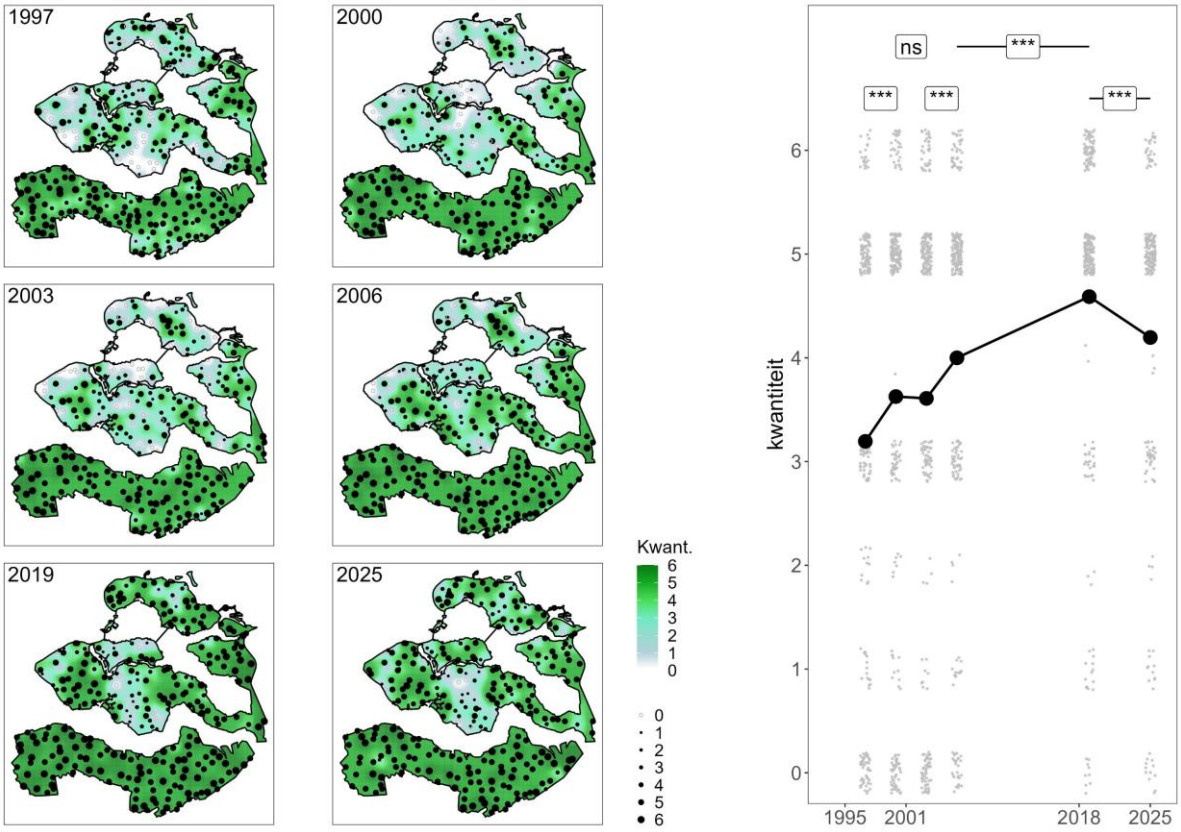
Rond schaduwmos (*Phaeophyscia orbicularis*)



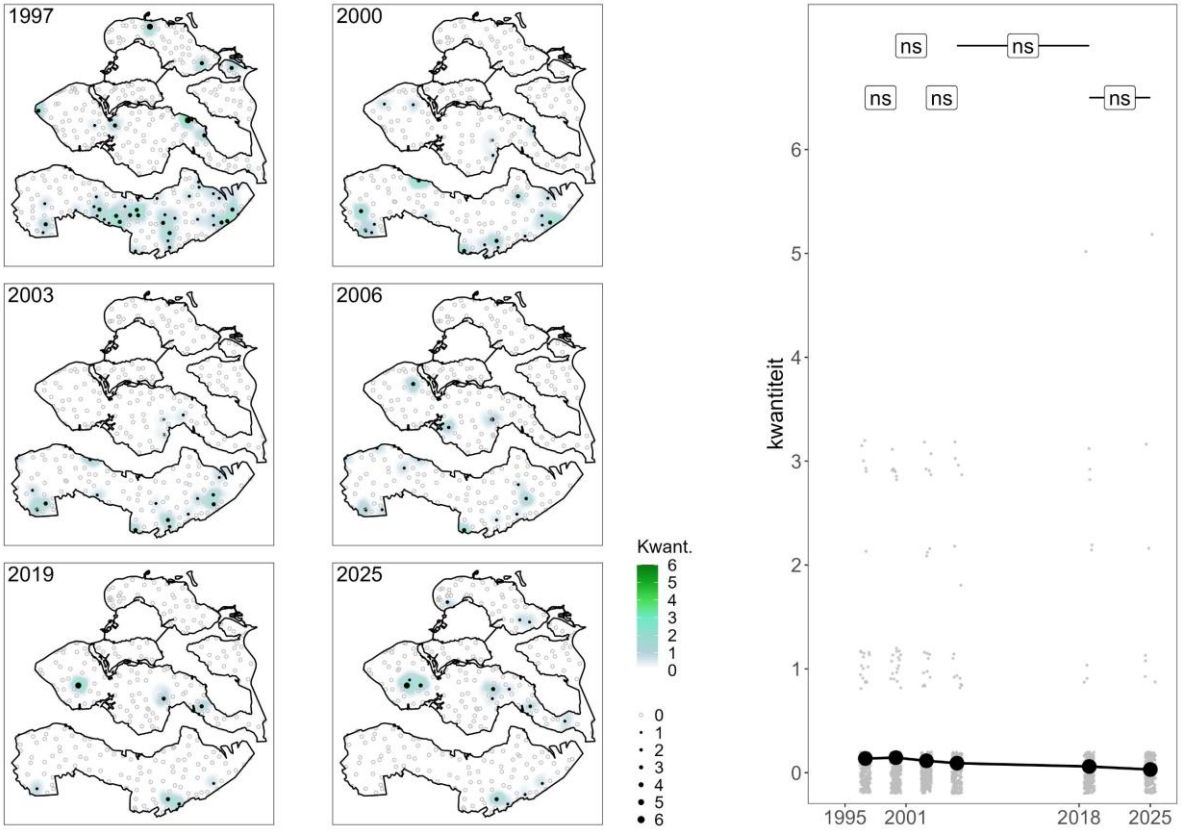
Lichtvlekje (*Phlyctis argena*)



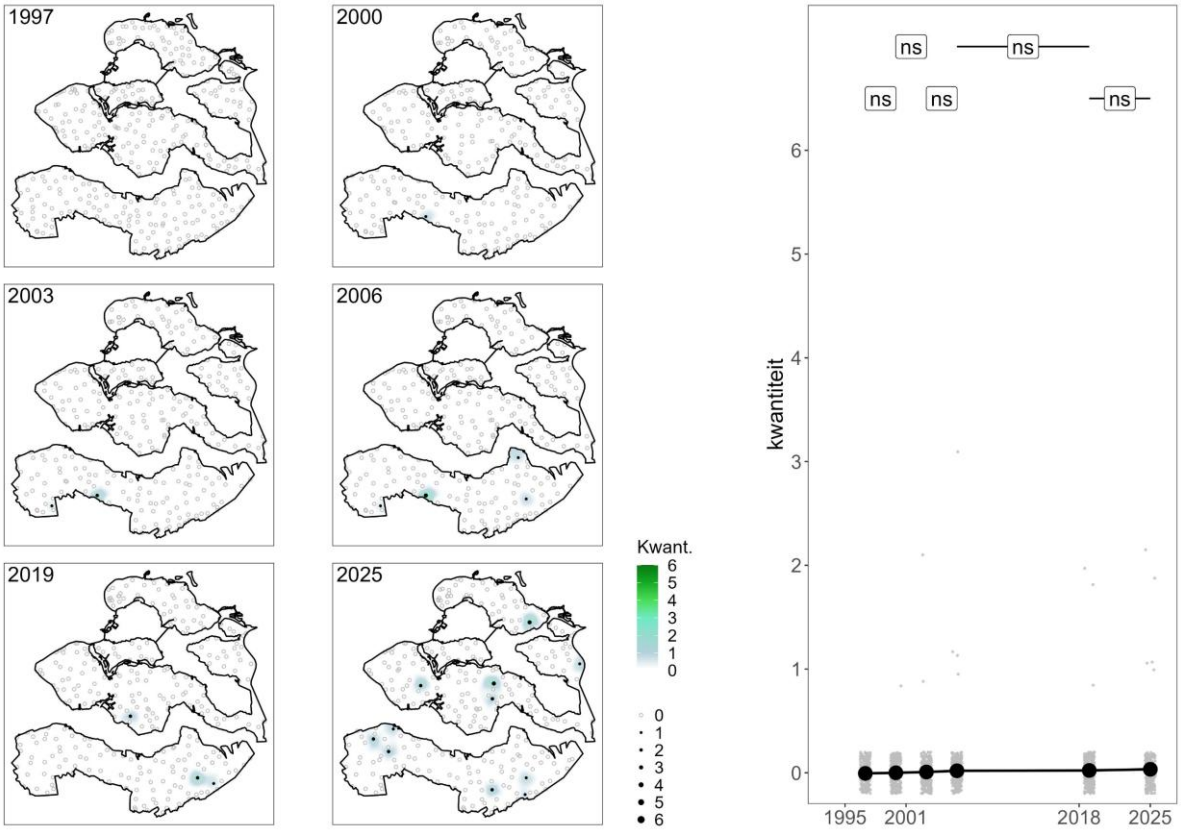
Kapjesvingermos (*Physcia adscendens*)



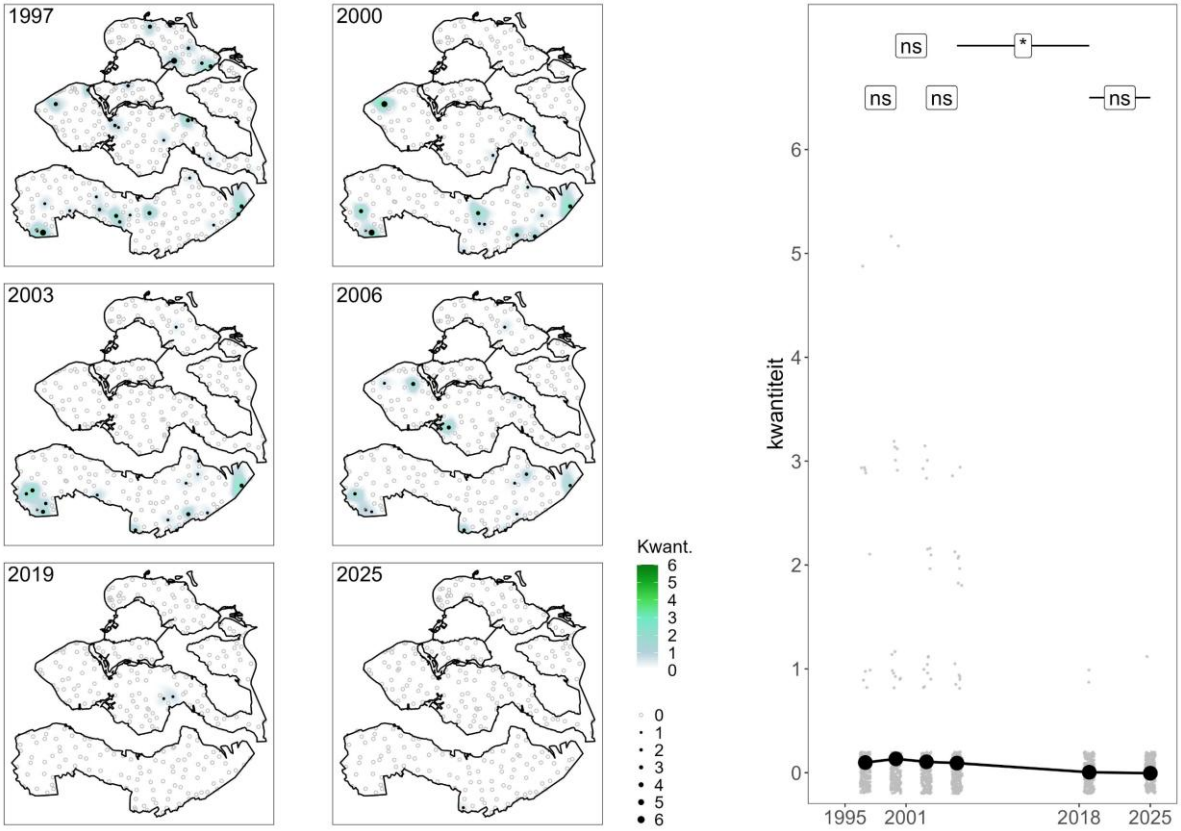
Stoeprandvingermos (*Physcia caesia*)



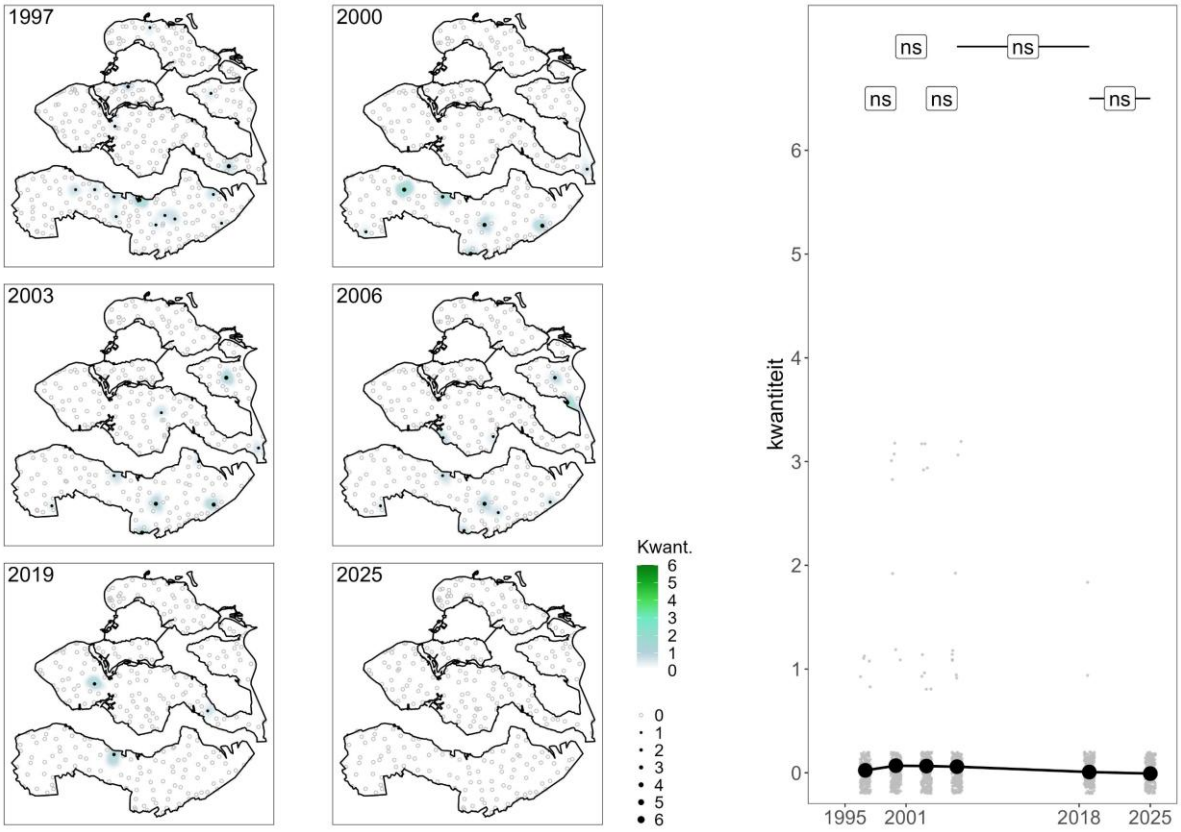
Isidieus vingermos (*Physcia clementei*)



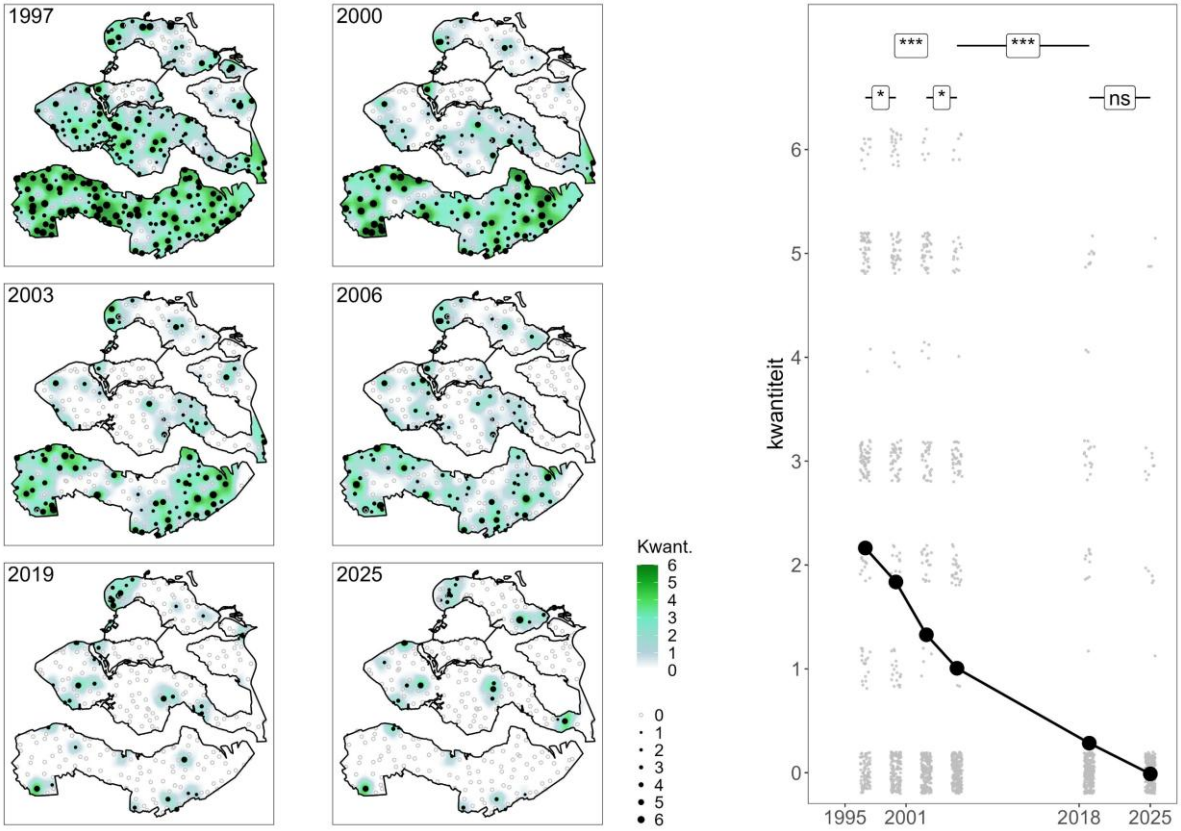
Bleek vingermos (*Physcia dubia*)

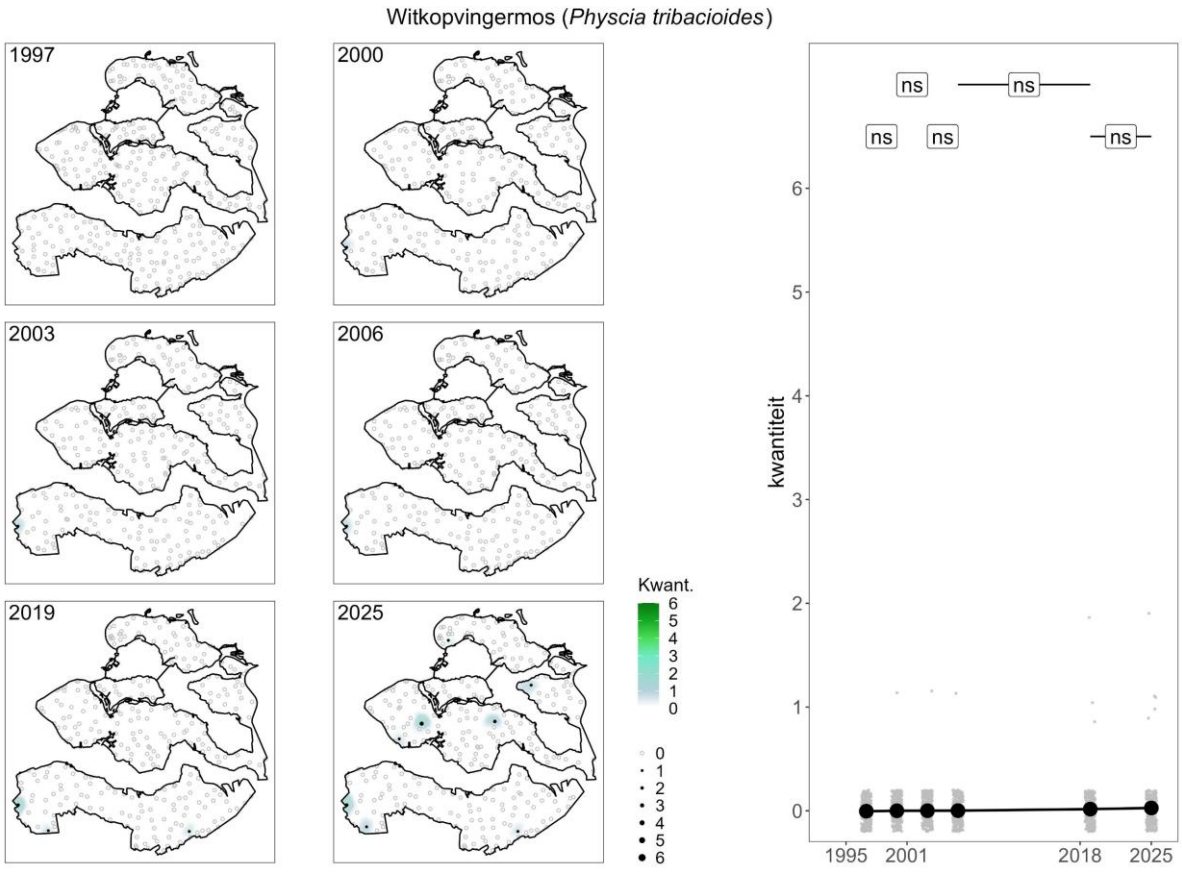


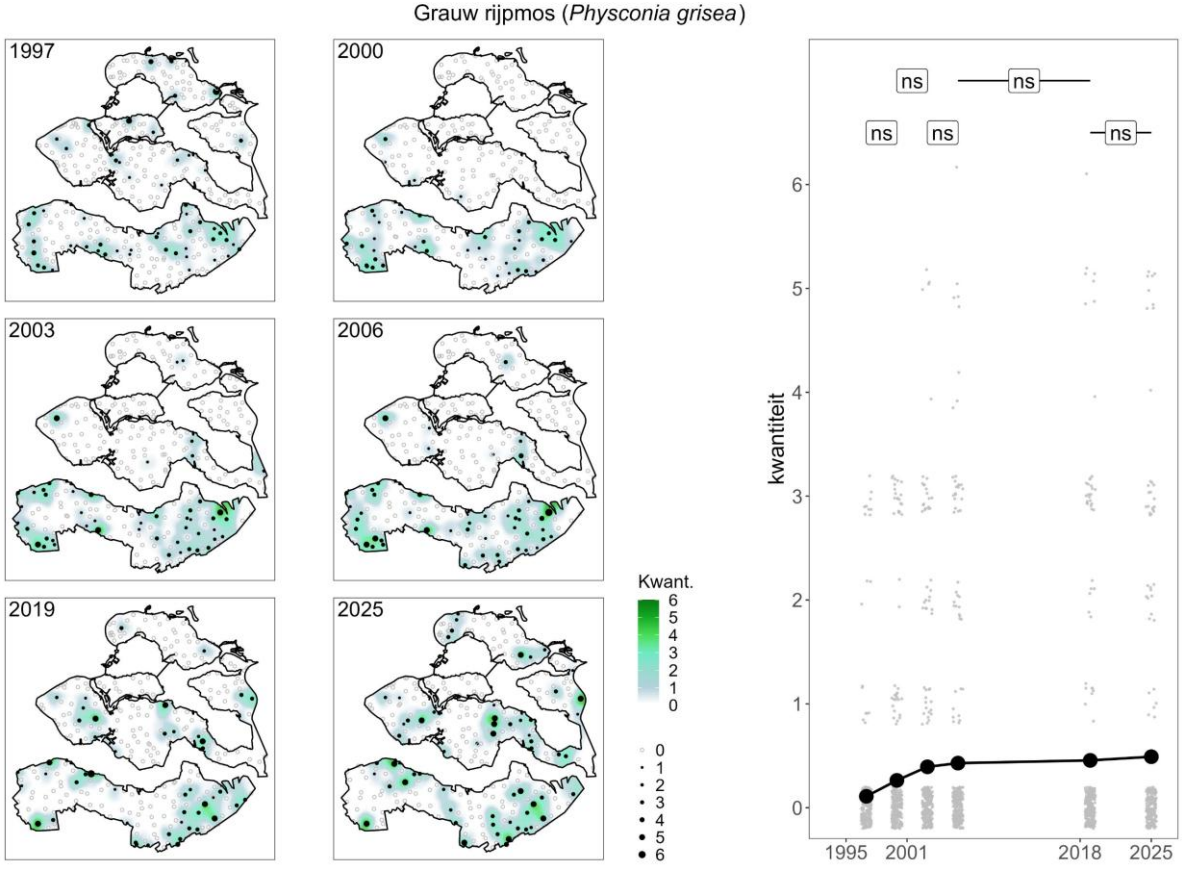
Groot vingermos (*Physcia stellaris*)



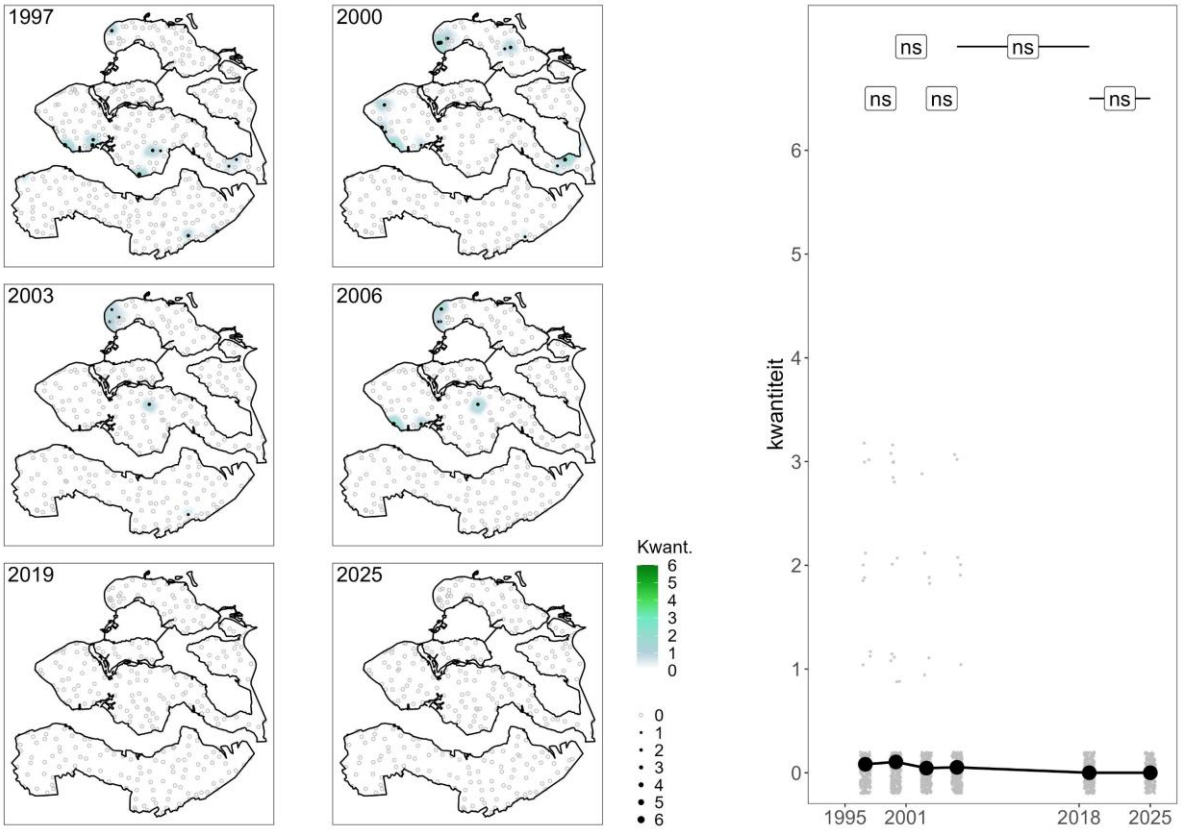
Heksenvingermos (*Physcia tenella*)



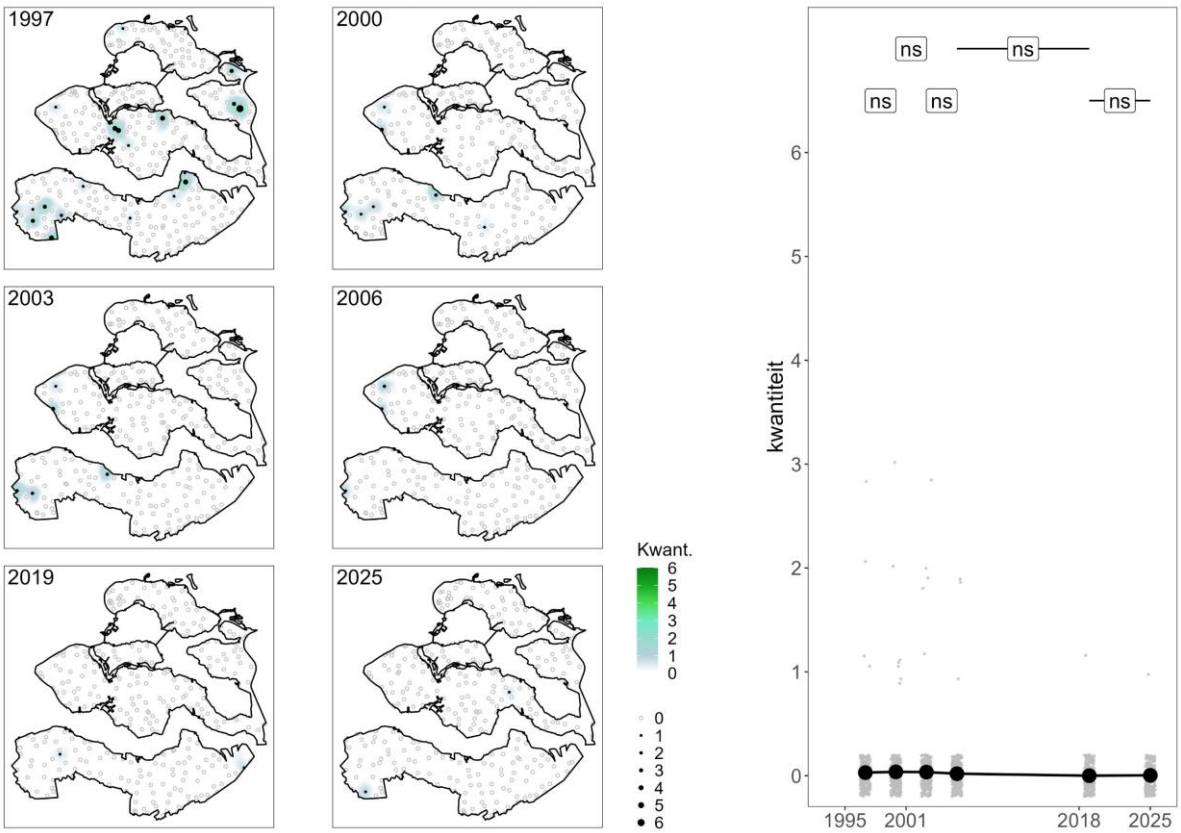

Witkopvingermos (*Physcia tribacioides*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025


Grauw rijpmos (*Physconia grisea*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

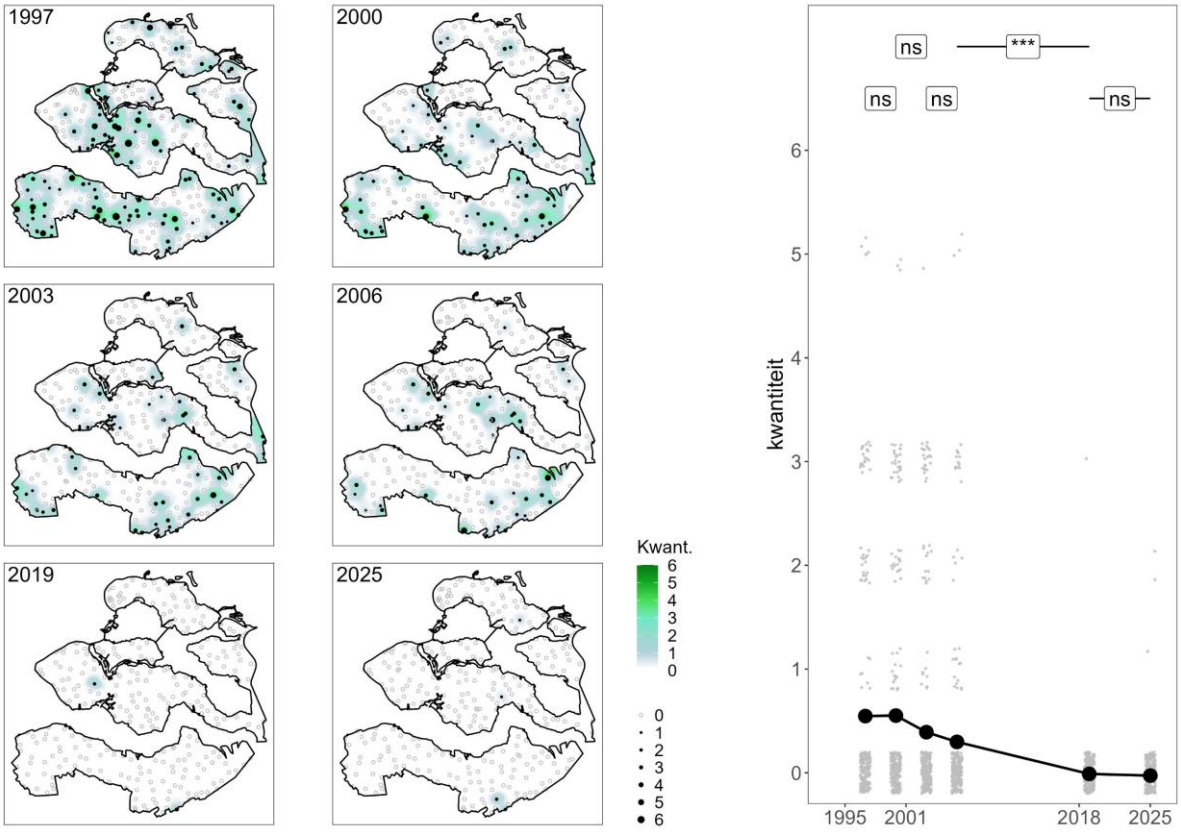
Bruine veenkorst (*Placynthiella icmalea*)



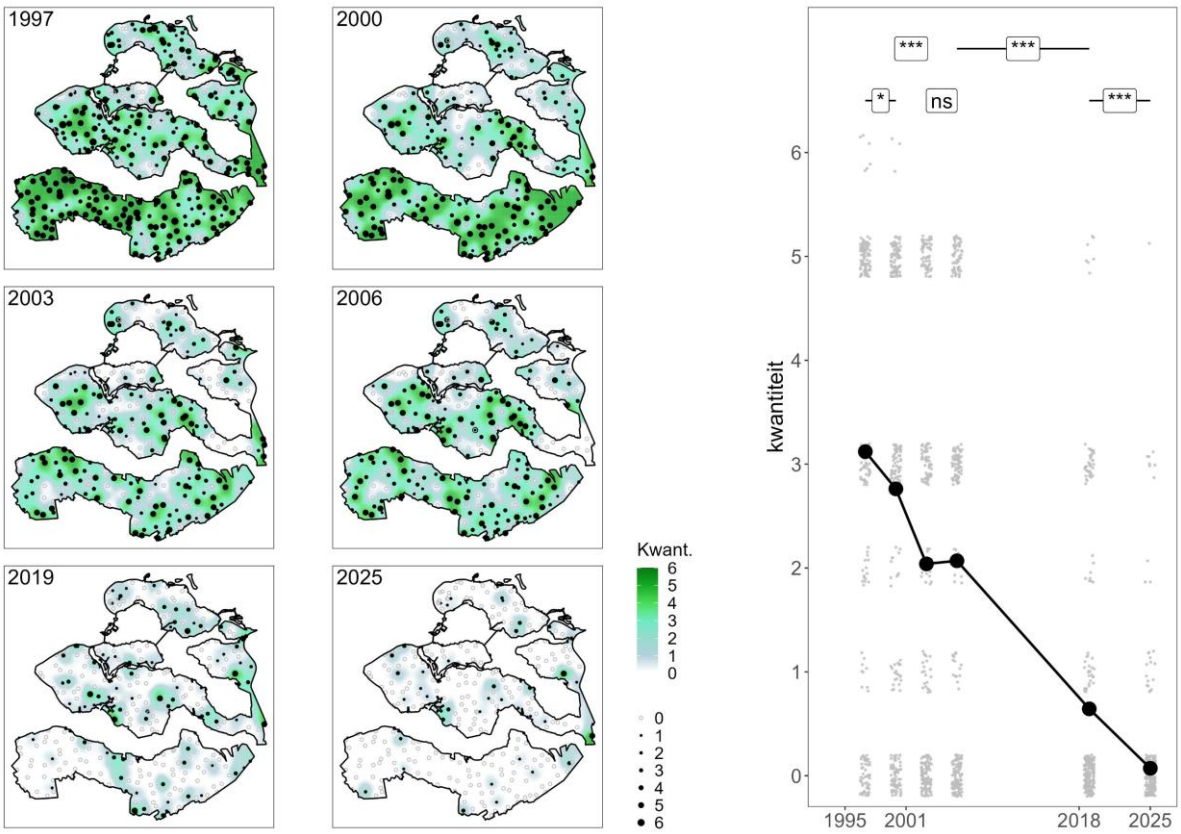
Olijf-schildmos (*Pleurosticta acetabulum*)



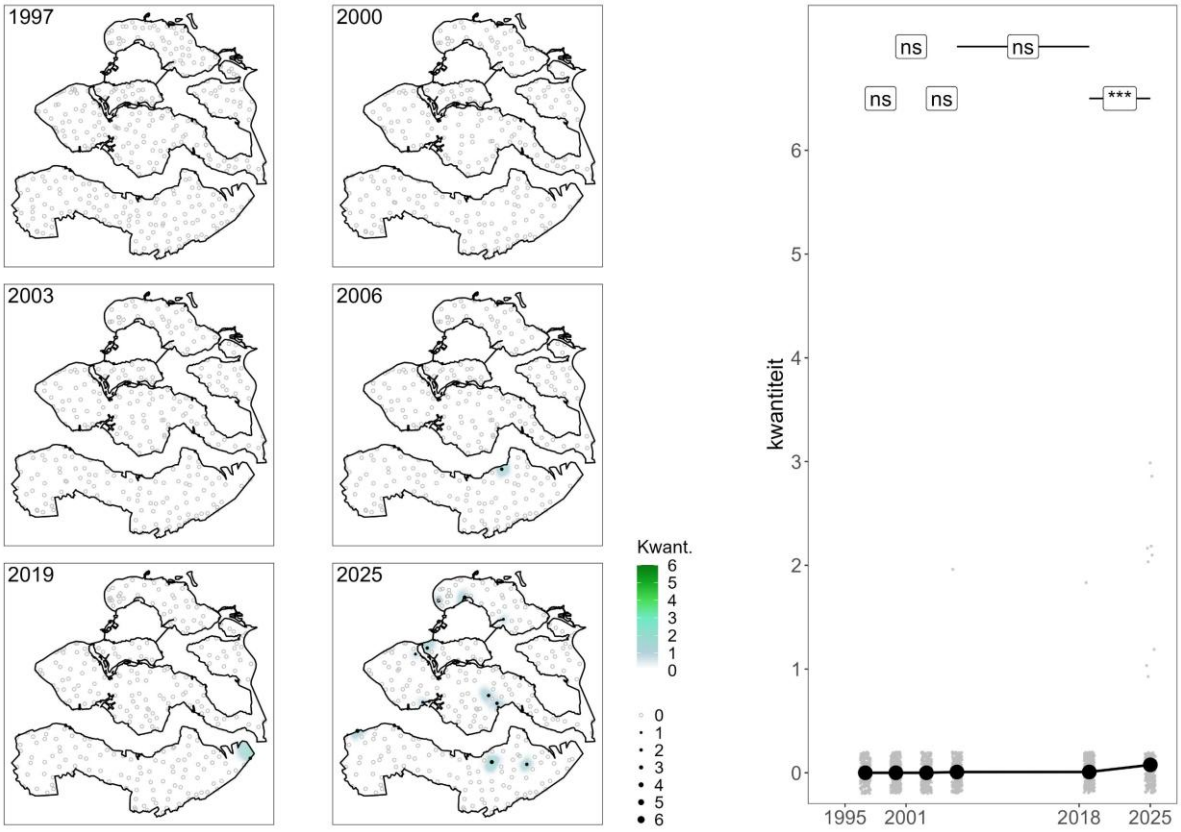
Kroezig dooiermos (*Polycauliona candelaria*)



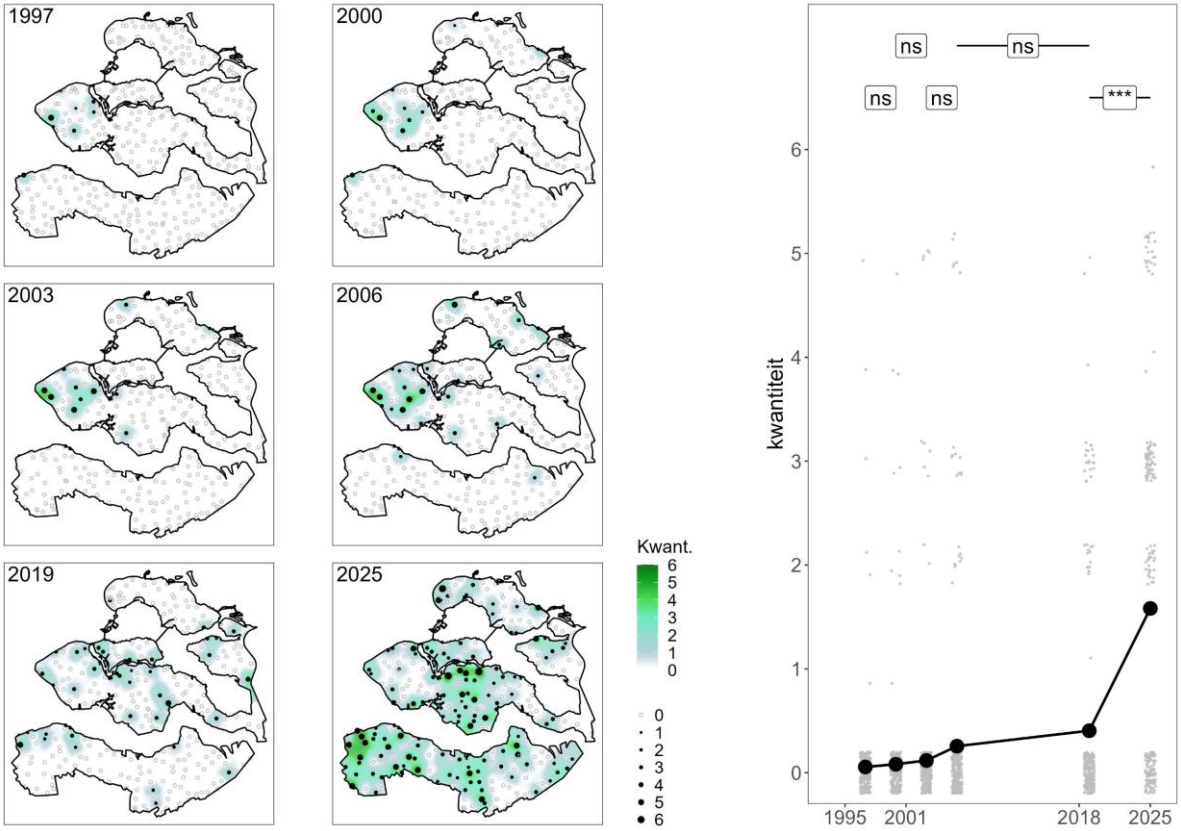
Klein dooiermos (*Polycauliona polycarpa*)



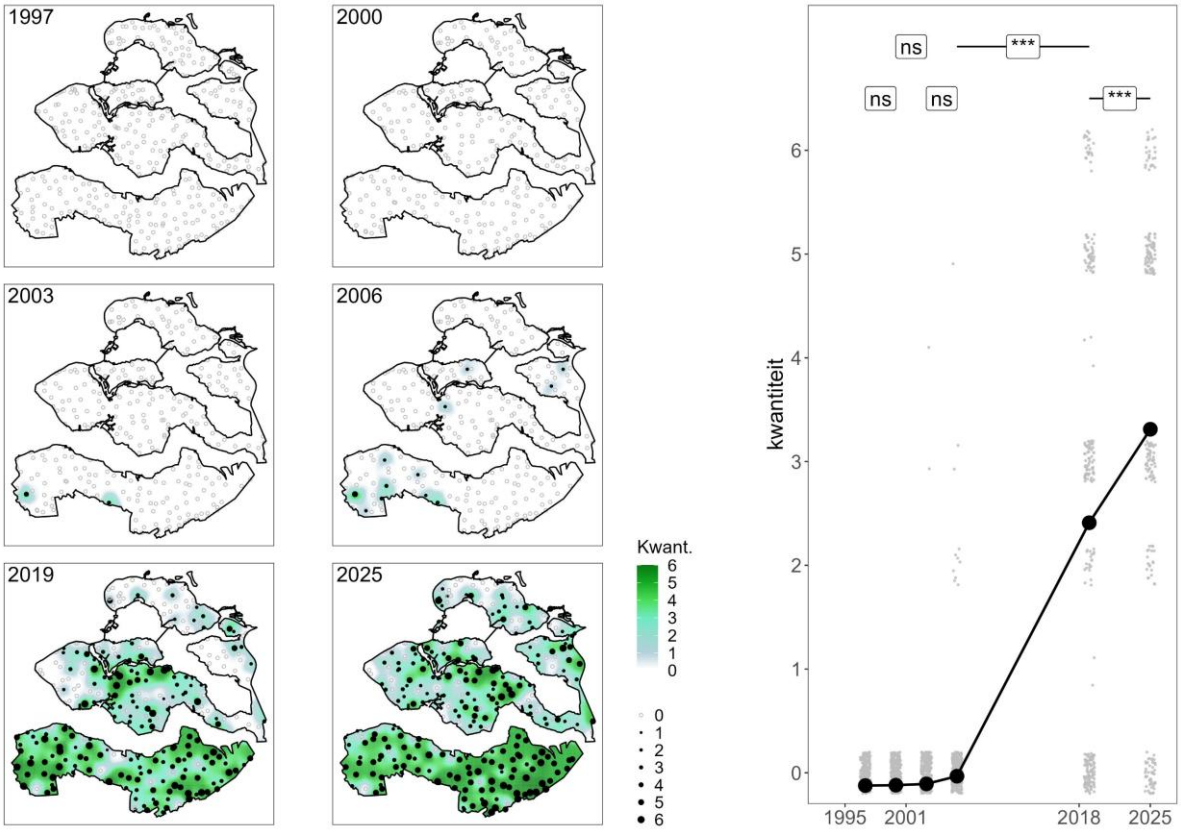
Schors-olievlekje (*Porina aenea*)



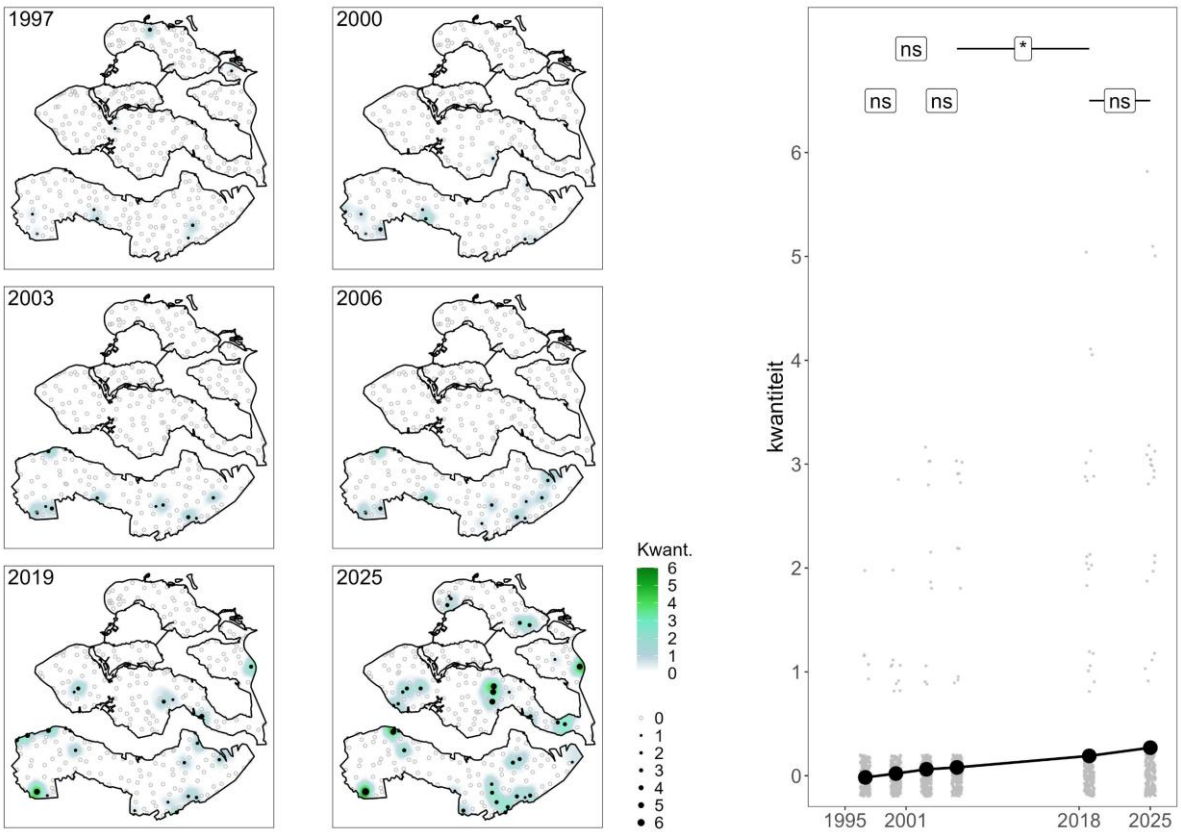
Rommelig olievlekje (*Porina byssophila*)



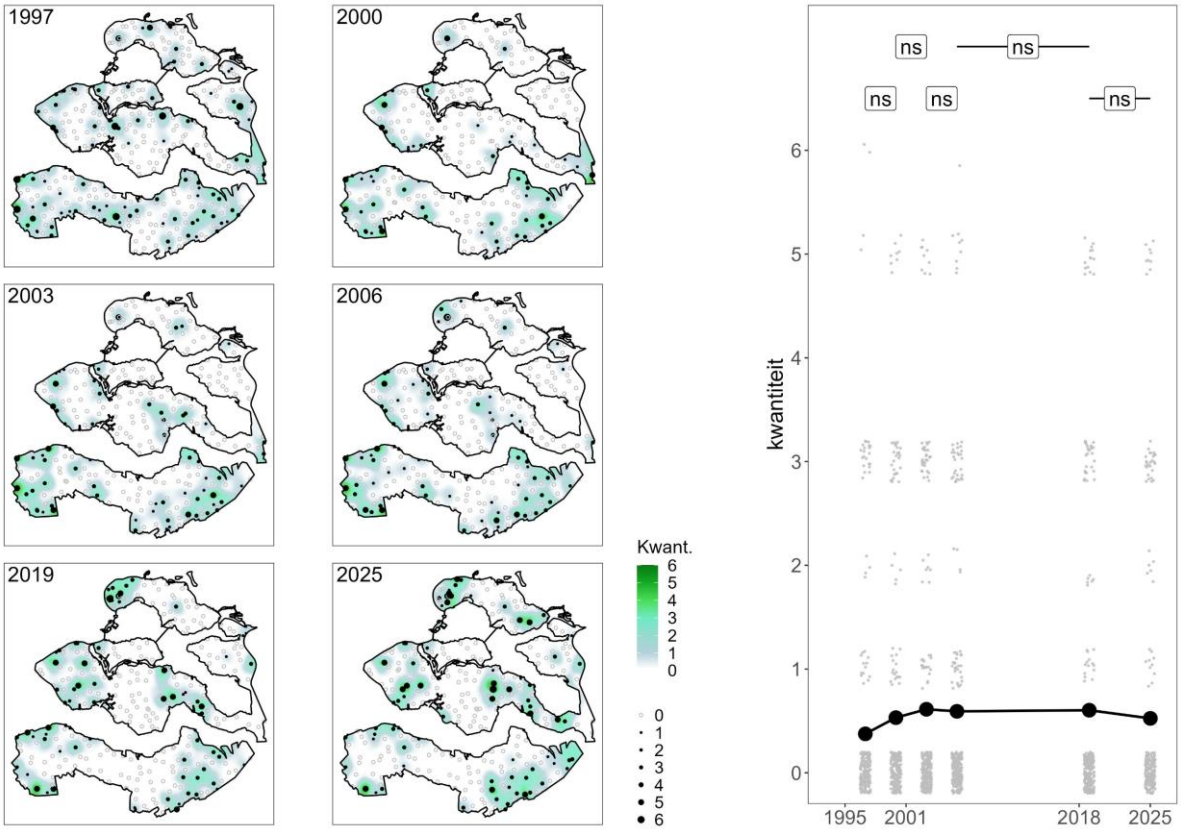
Verzonken schriftmos (*Pseudoschismatomma rufescens*)



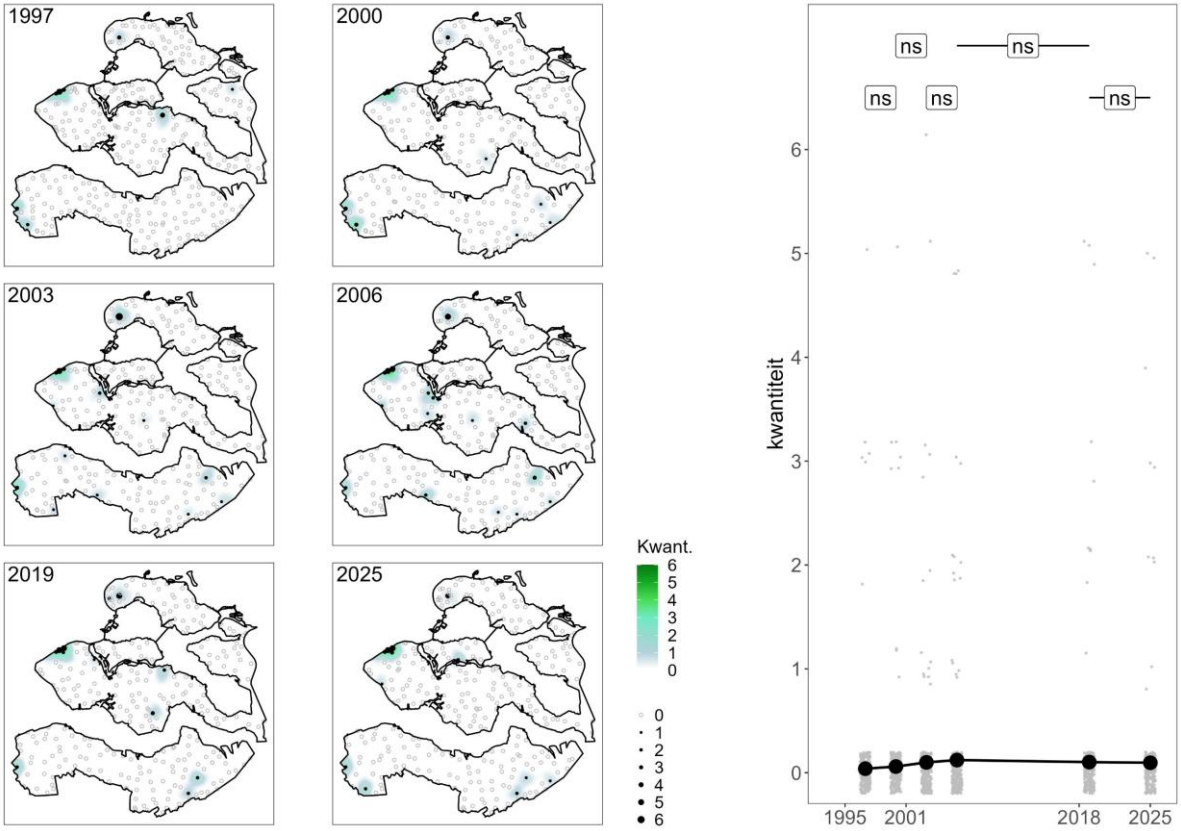
Witstippelschildmos (*Punctelia borreri*)



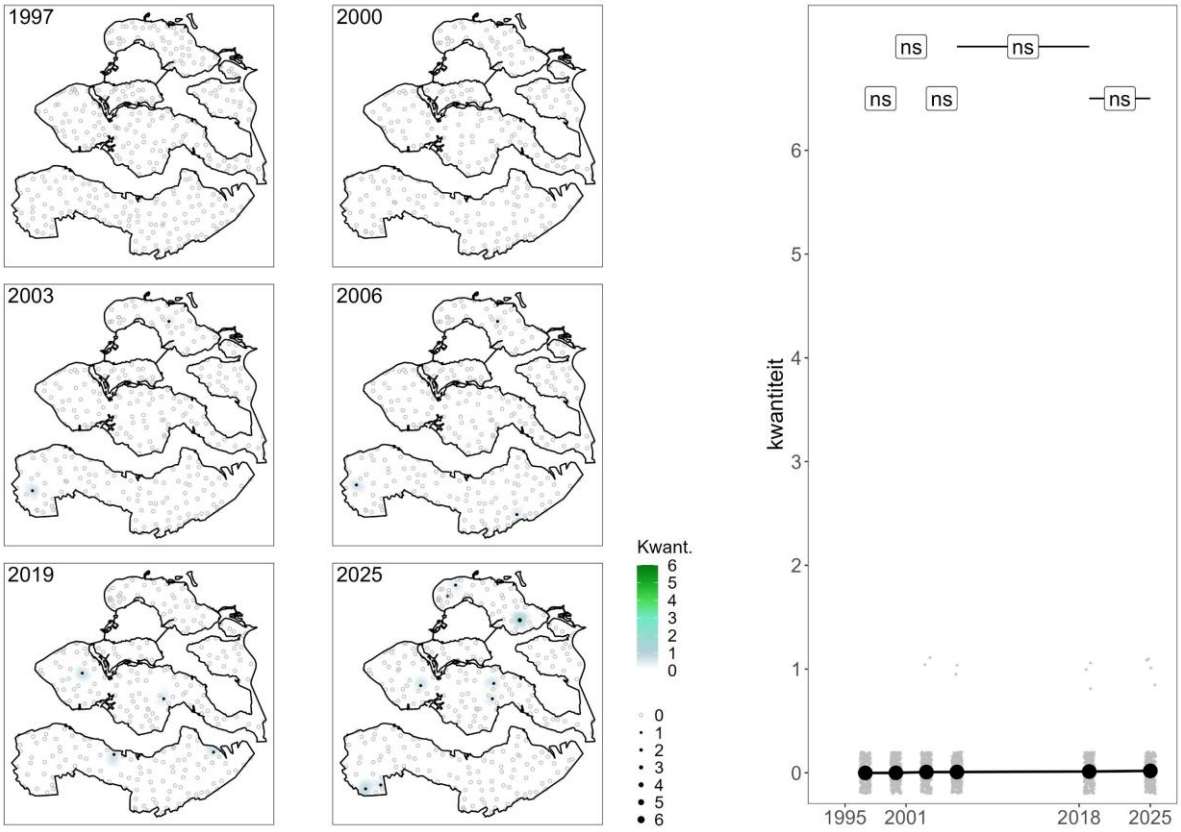
Gestippeld- / Rijpschildmos (*Punctelia subrudecta / jeckeri*)



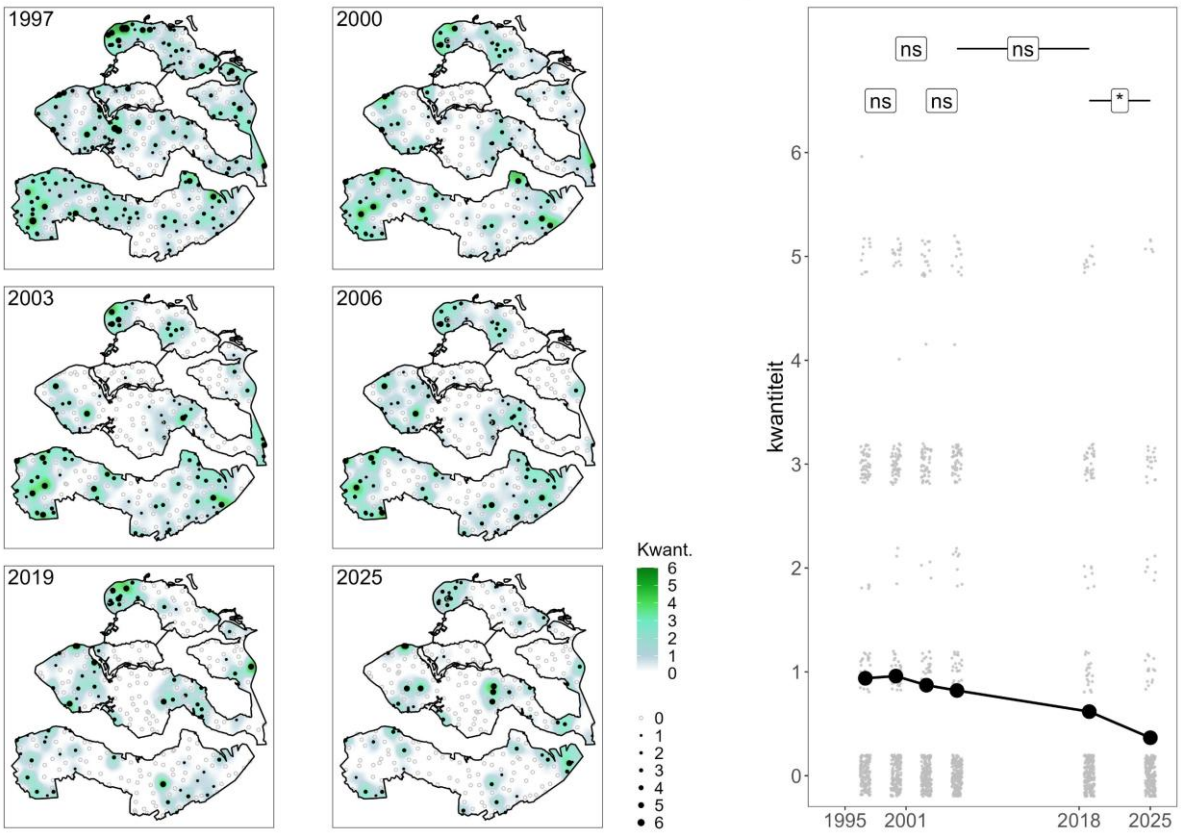
Grove mosterdkorst (*Pyrrhospora quernea*)

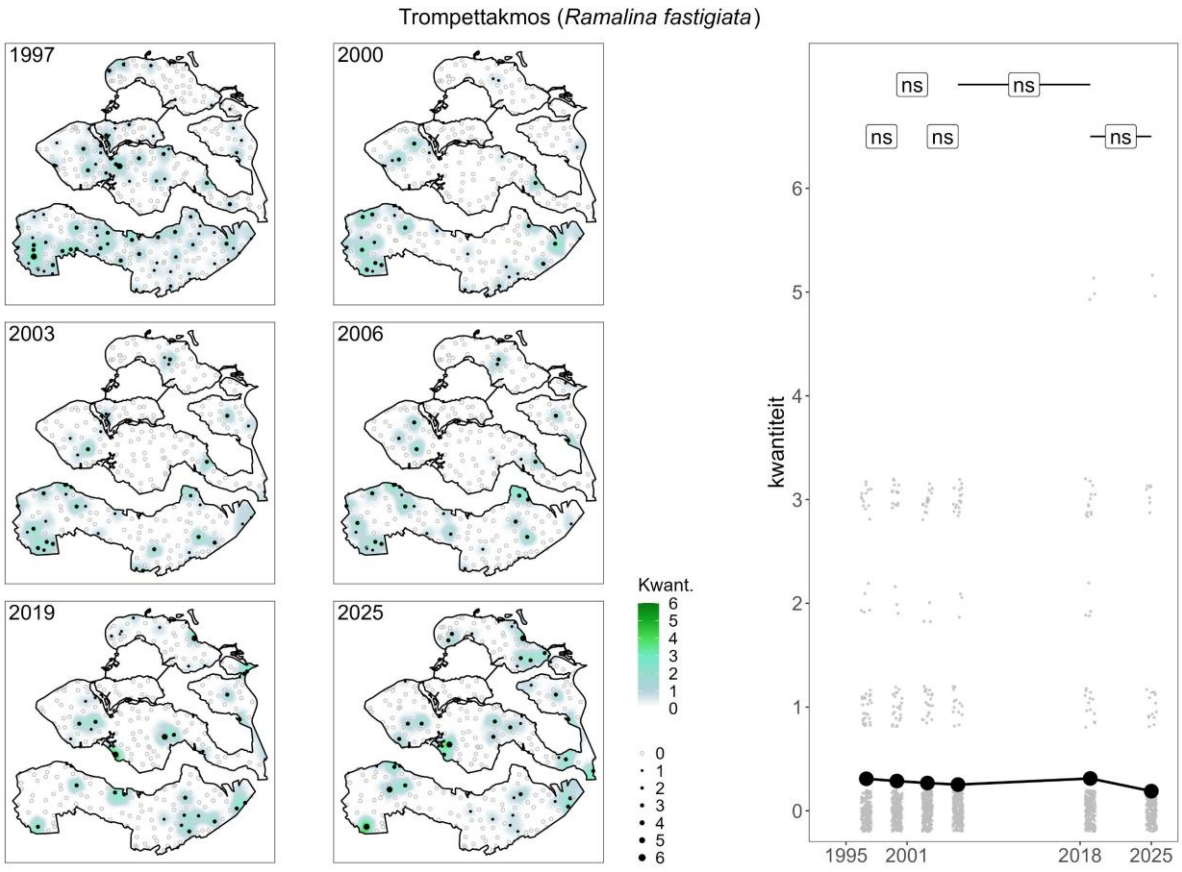


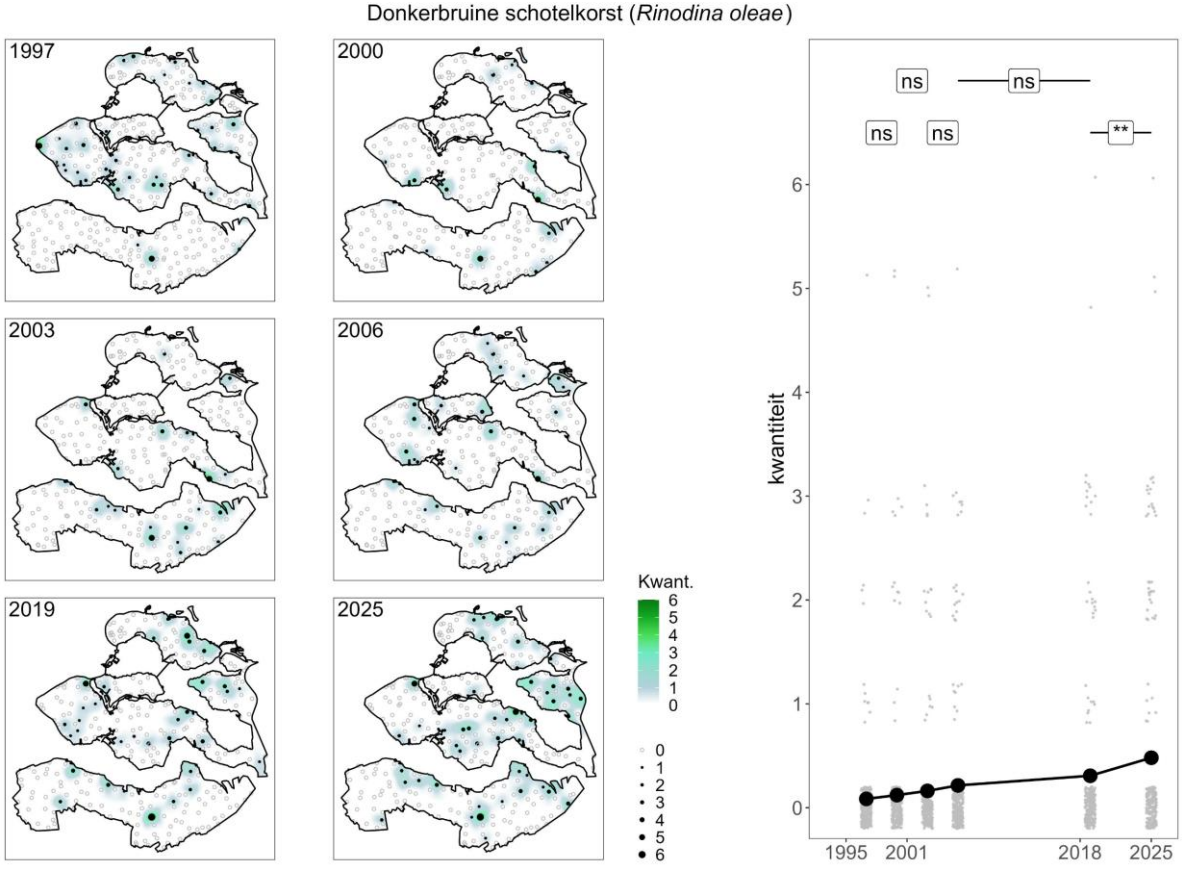
Breed takmos (*Ramalina canariensis*)



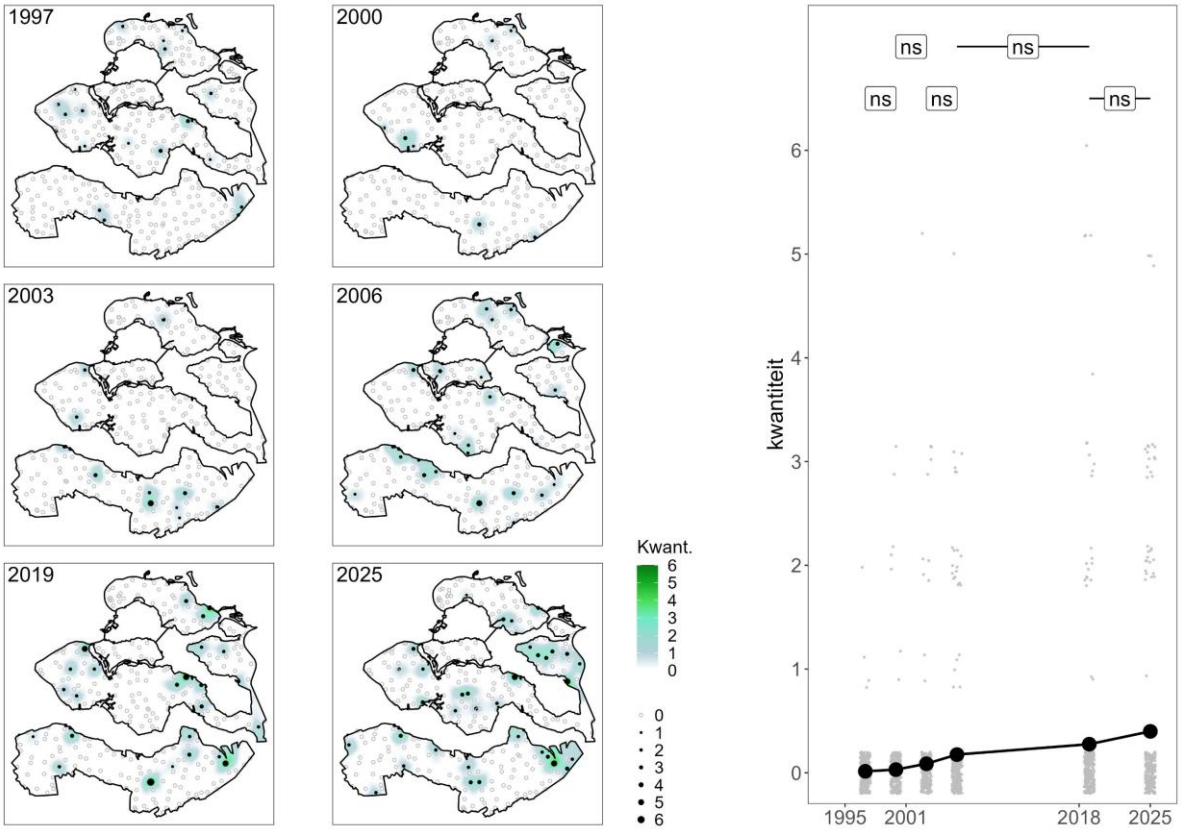
Melig takmos (*Ramalina farinacea*)



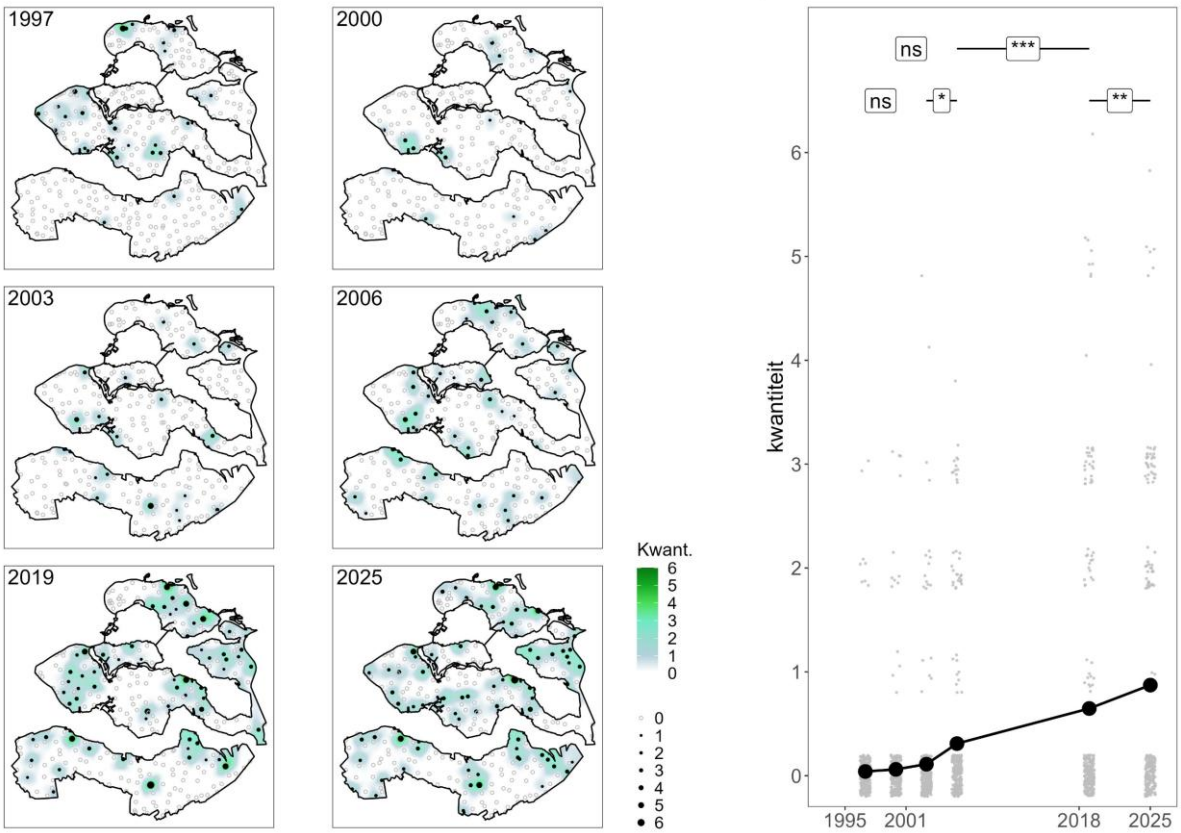

Trompettakmos (*Ramalina fastigiata*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025


Donkerbruine schotelkorst (*Rinodina oleae*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
**
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

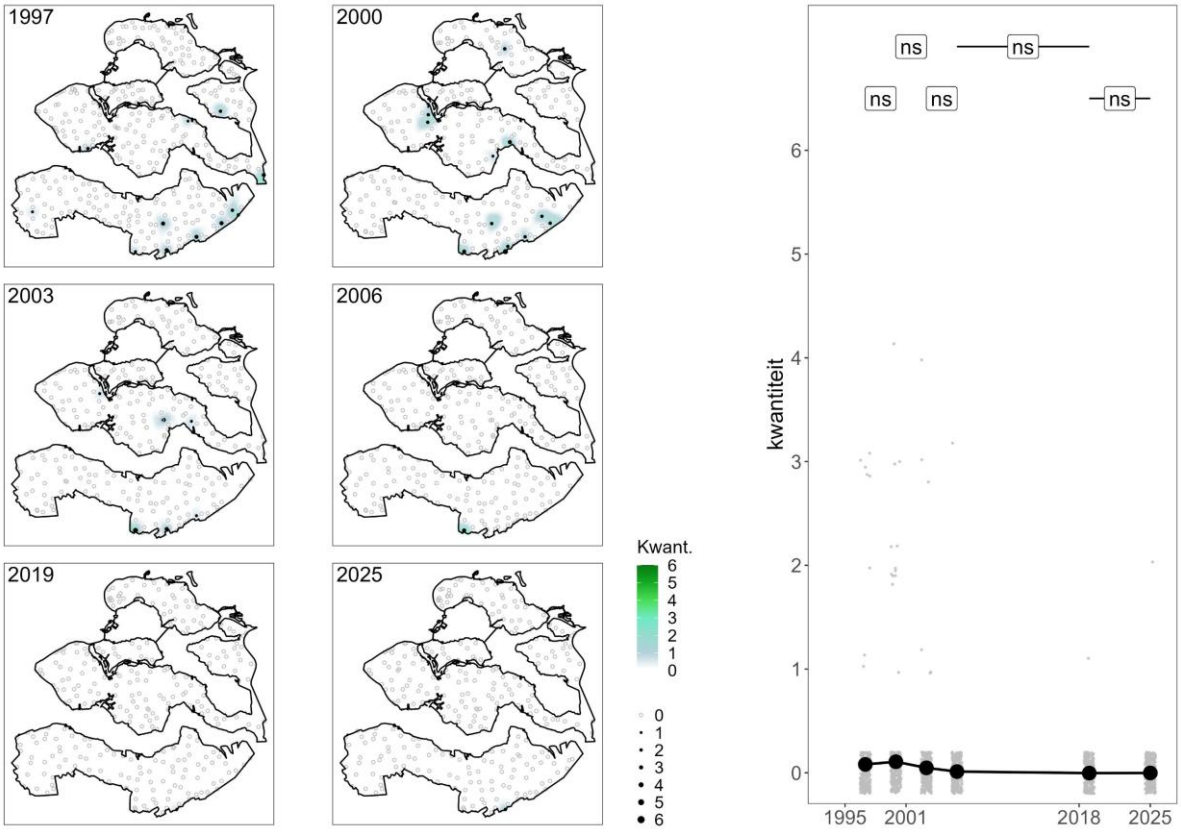
Blauwe mosterdkorst (*Rinodina pityrea*)



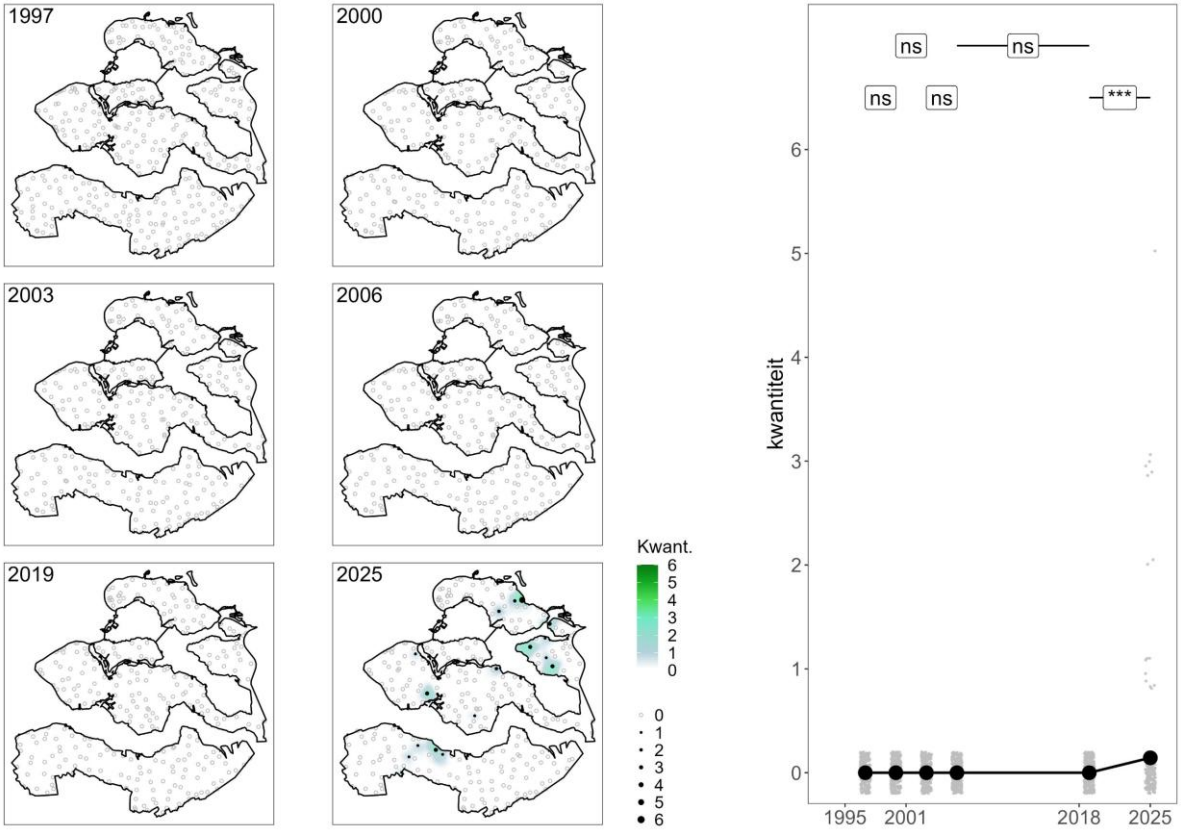
Boomcitroenkorst (*Scythioria phlogina*)



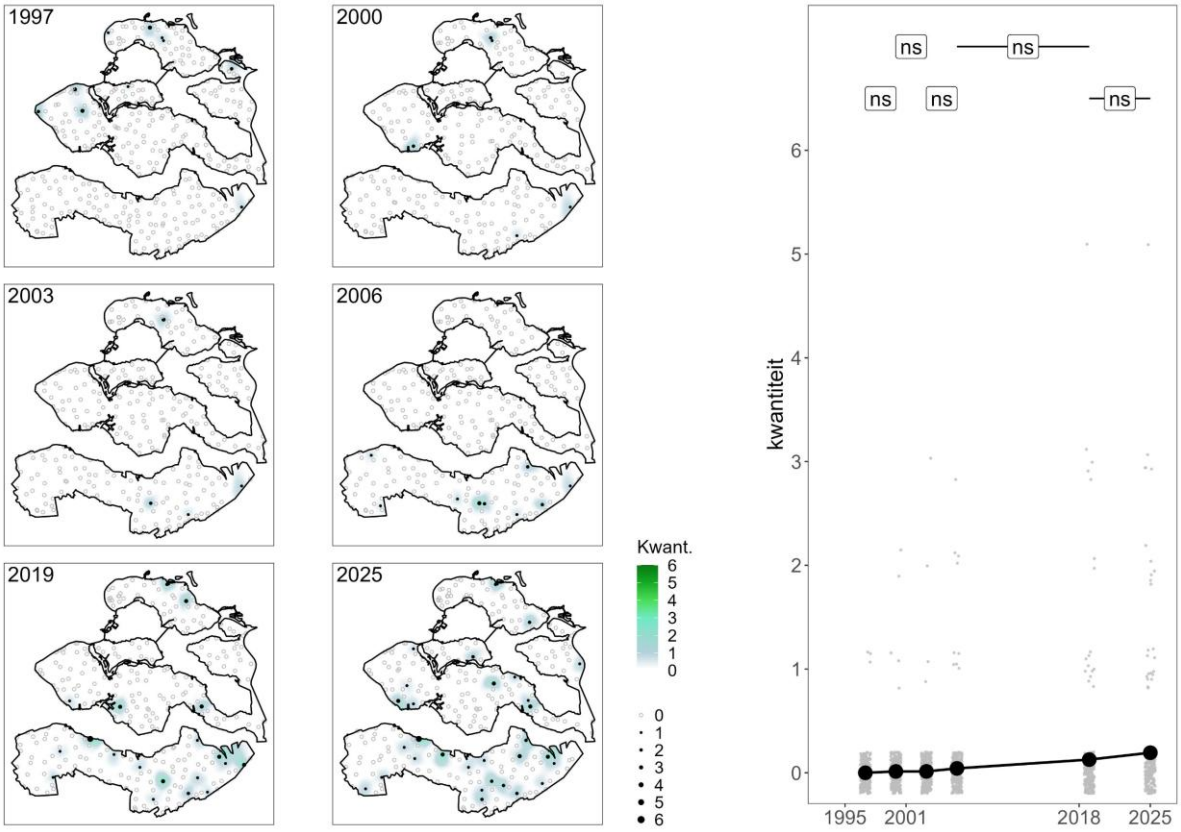
Gewoon muggenstrontjesmos (*Strangospora pinicola*)



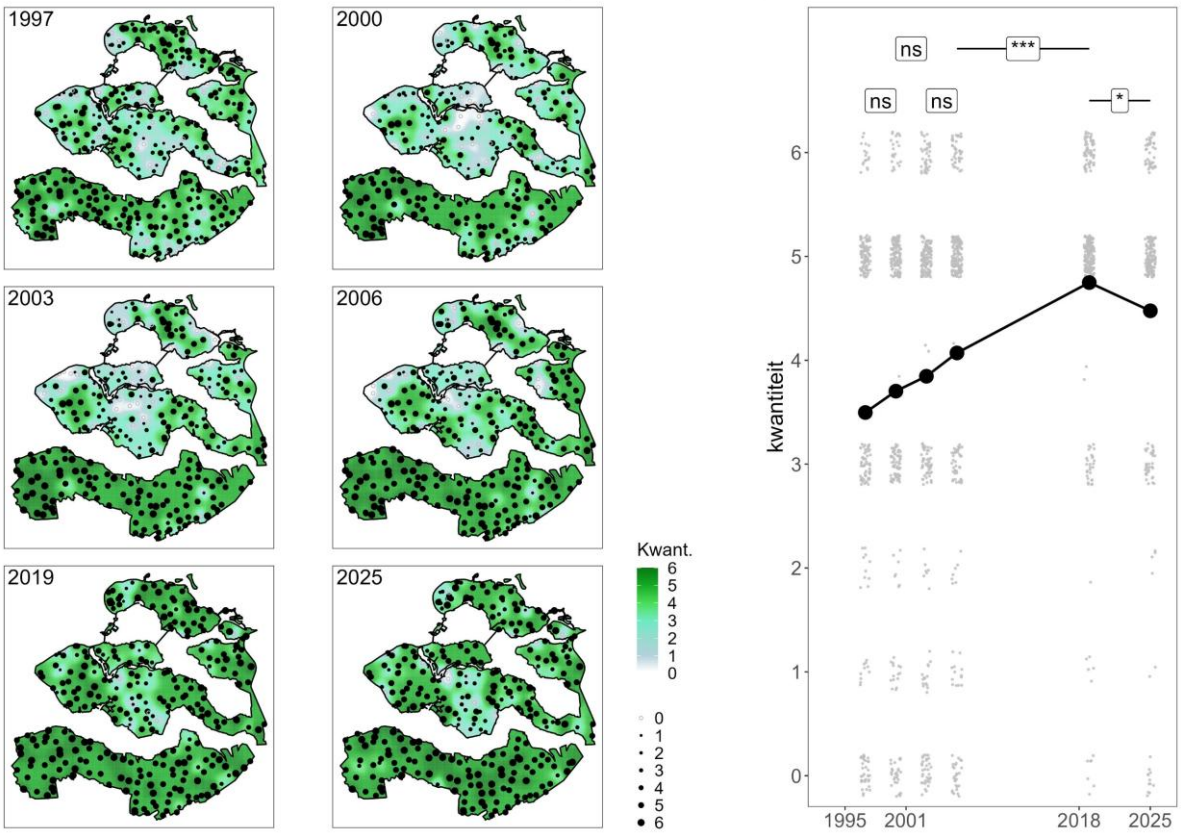
Vals speldenkussentje (*Thelenella modesta*)



Oranje dooiermos (*Xanthoria calcicola*)



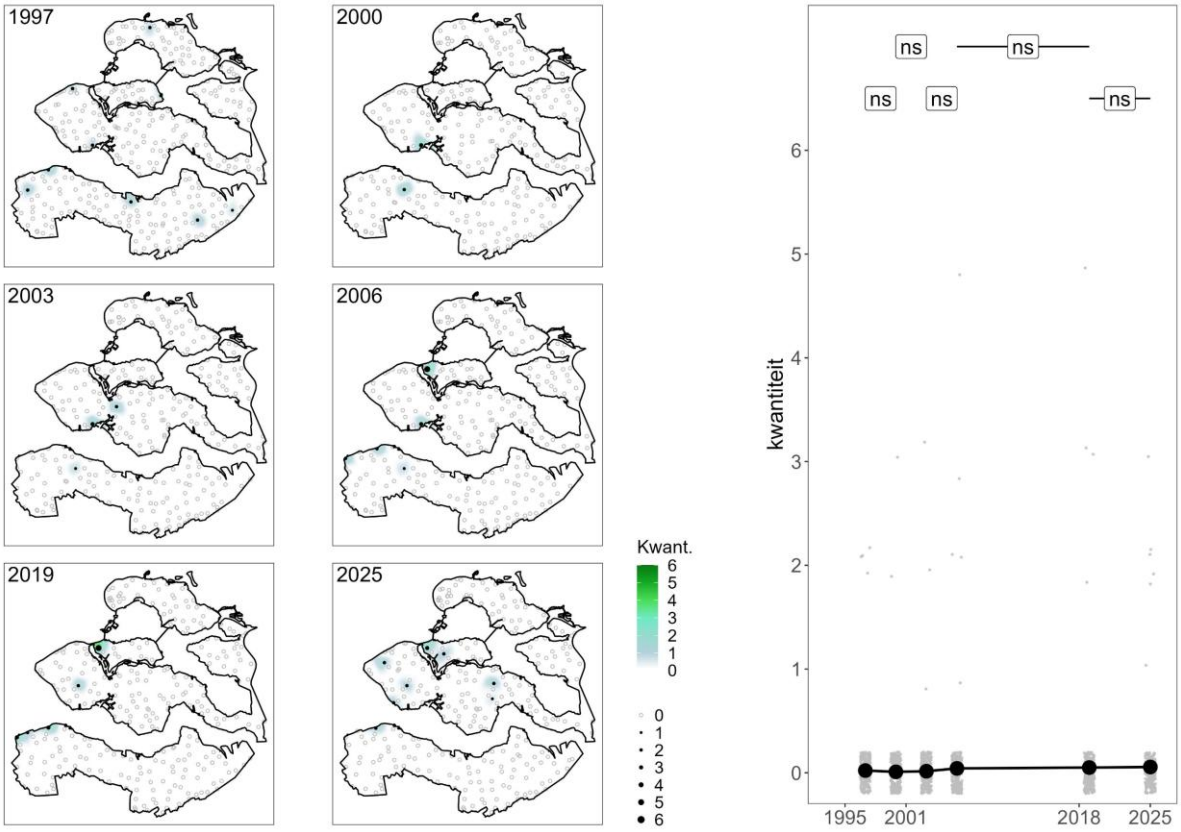
Groot dooiermos (*Xanthoria parietina*)



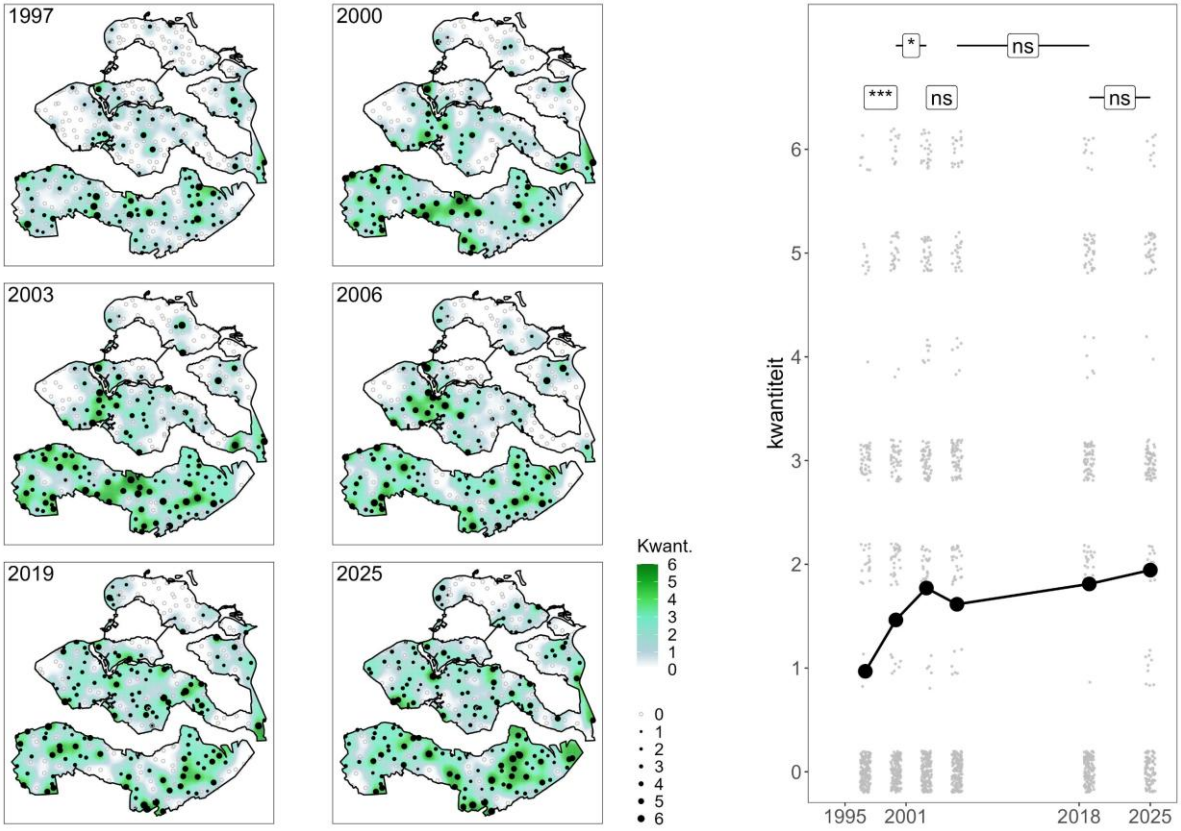
Bijlage E. Soortkaarten mossen

Soortkaarten worden gegeven voor de meetrondes 1997, 2000, 2003, 2006, 2019 en 2025. Om het aantal kaarten te beperken zijn de zeldzaamste soorten weggelaten en alleen die soorten weergegeven die in de zes meetronden samen minimaal 10 keer zijn waargenomen. Het formaat van de stippen en de achtergrondkleur op de kaarten geven de kwantiteit weer waarin de soort is waargenomen (*Kwant.*). De kwantiteit is tussen meetpunten geïnterpoleerd met dezelfde functie die gebruikt is voor het maken van interpolatiekaarten voor graadmeters (zie 2.5.2). De trend geeft het verschil in presentie weer tussen opeenvolgende meetrondes. Significantie is berekend met behulp van een lineair mixed effects model, met kwantiteit als responsvariabele, meetronde als verklarende variabele en opnamenummer als random intercept. **ns**: niet significant; *: 0.05 > P > 0.01; **: 0,01 > P > 0,001; ***: 0,001 > P.

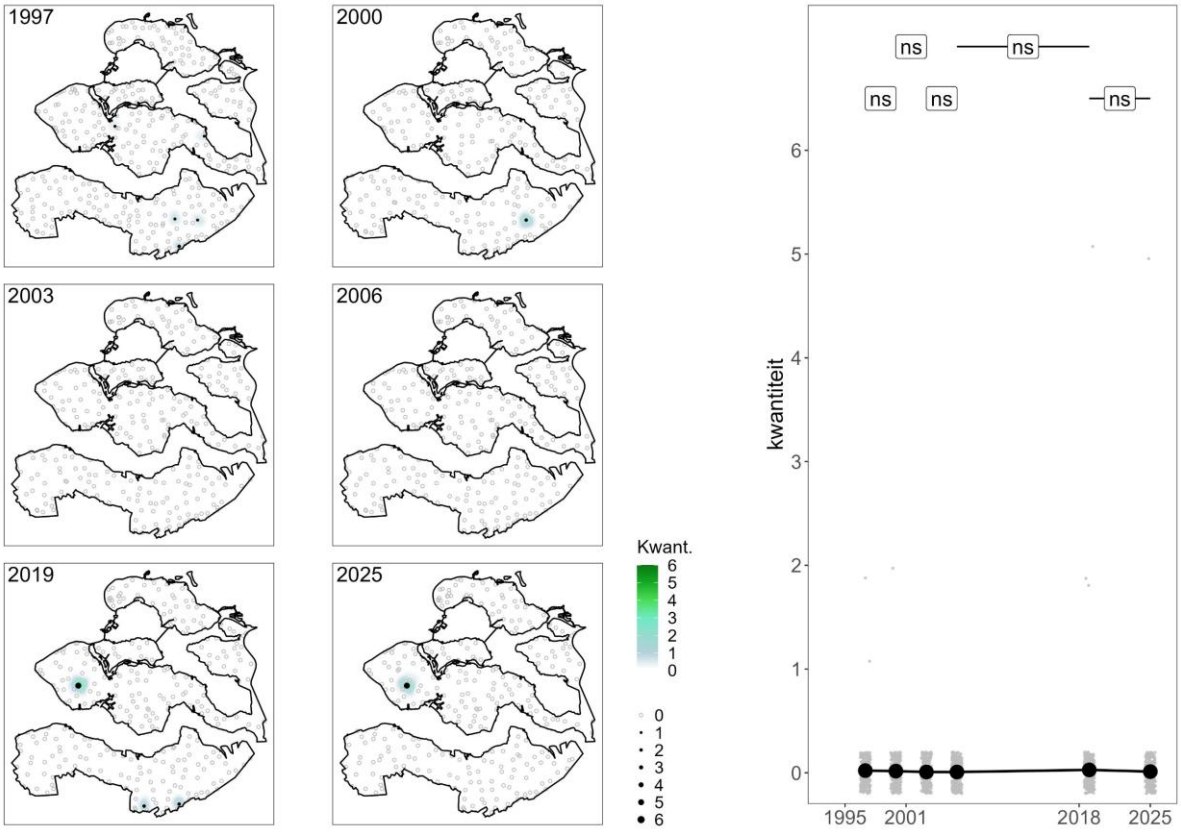
Gewoon pluisdraadmos (*Amblystegium serpens*)



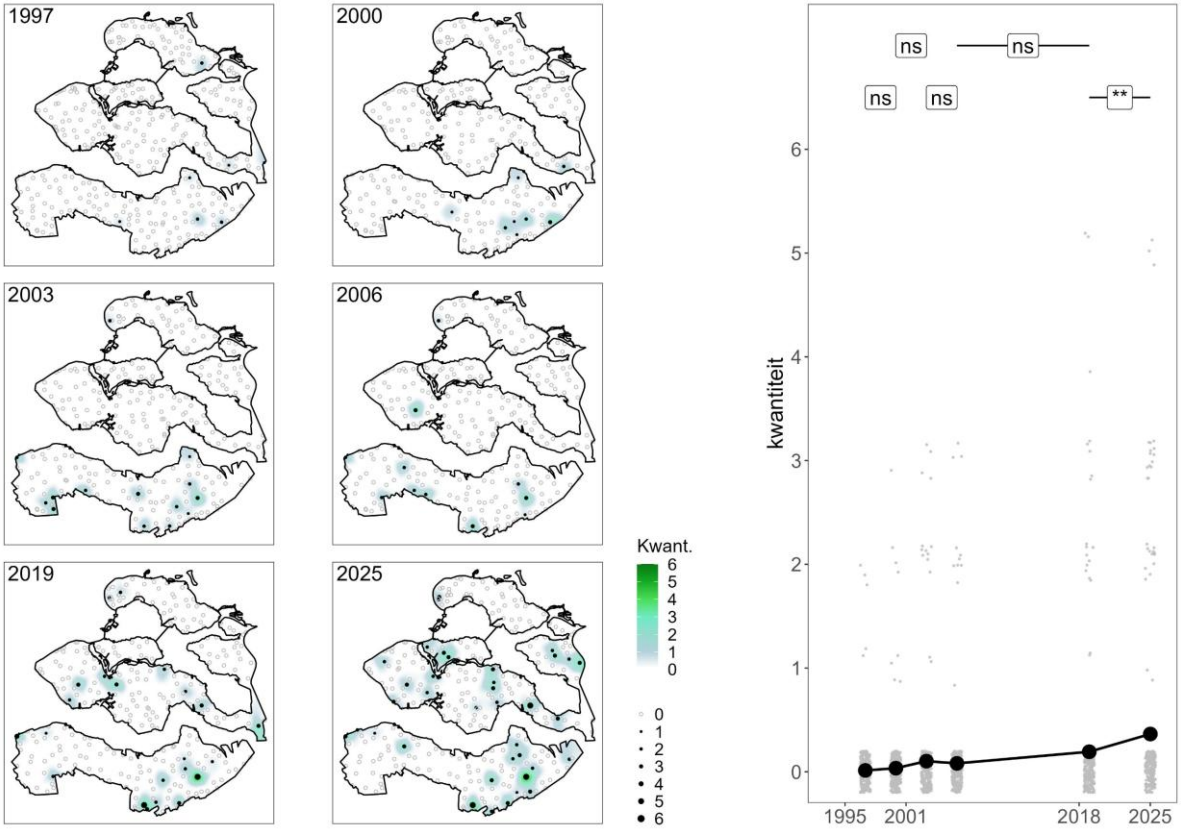
Gewoon dikkopmos (*Brachythecium rutabulum*)



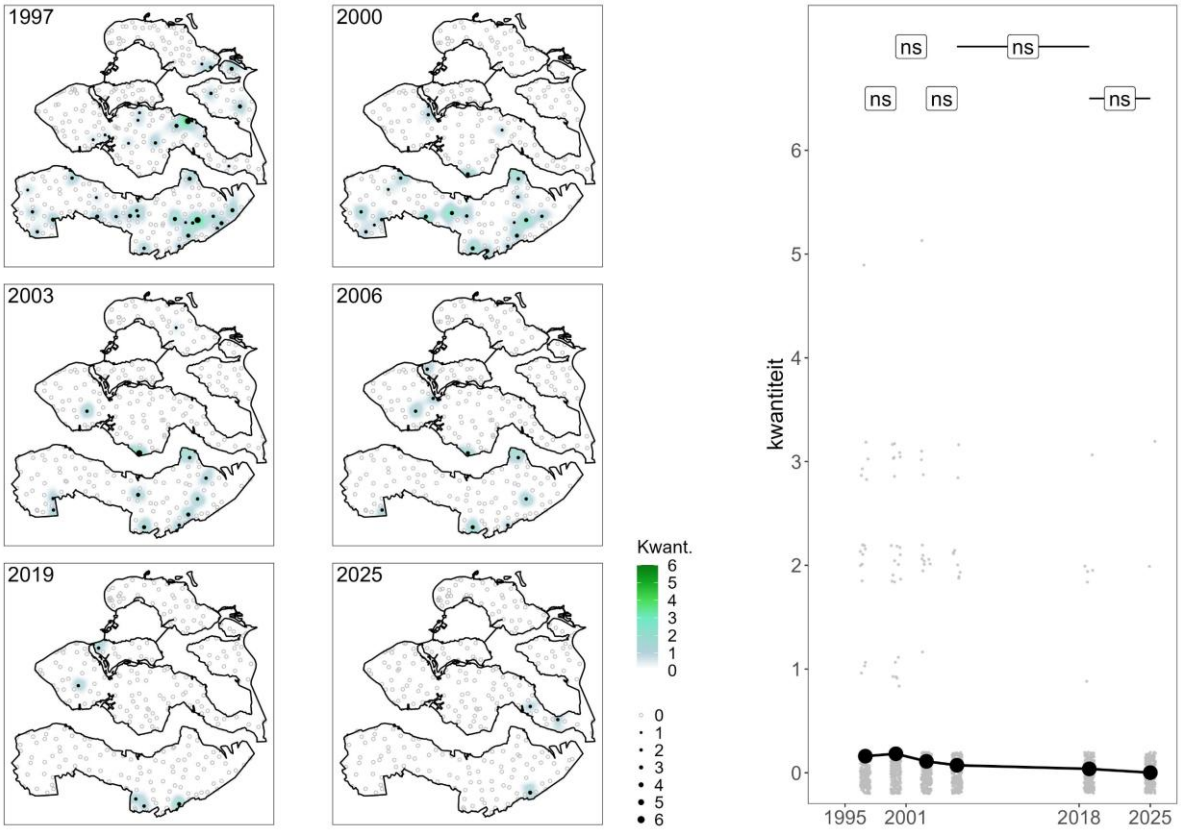
Zilvermos (*Bryum argenteum*)



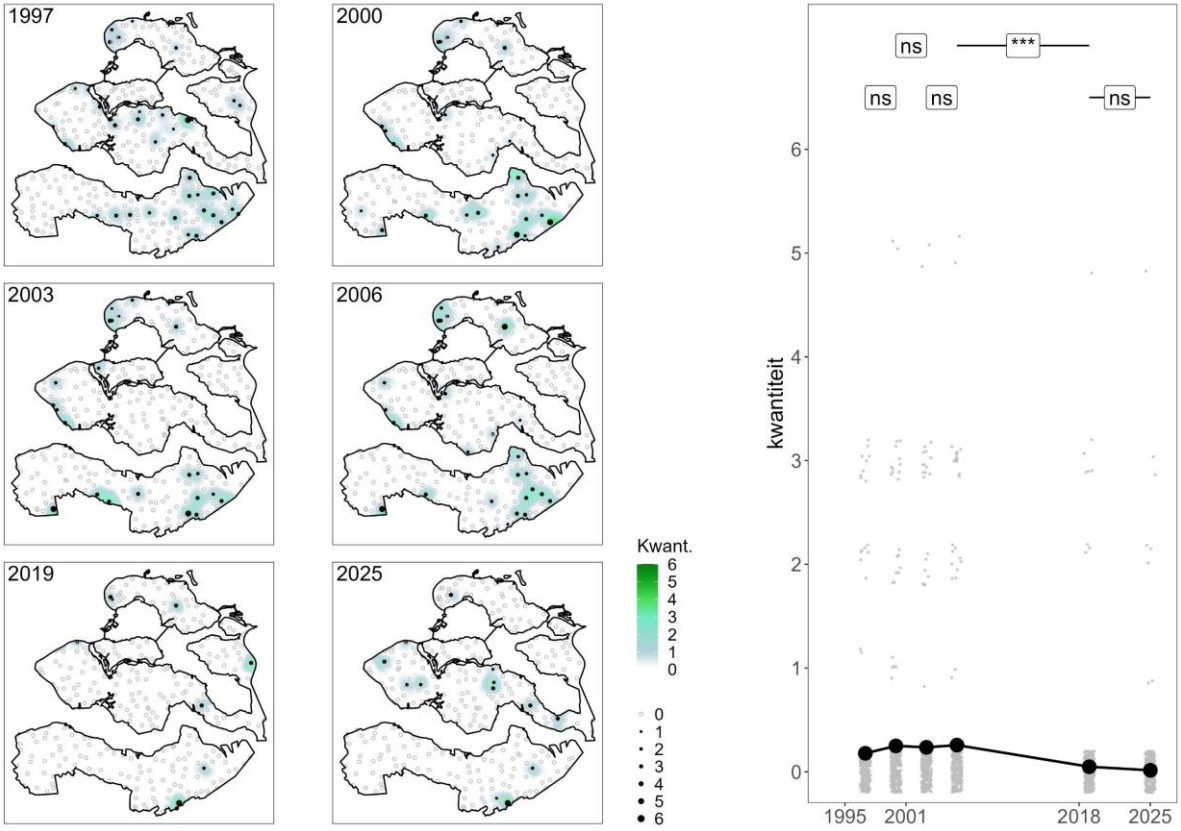
Gedraaid knikmos (*Bryum capillare*)



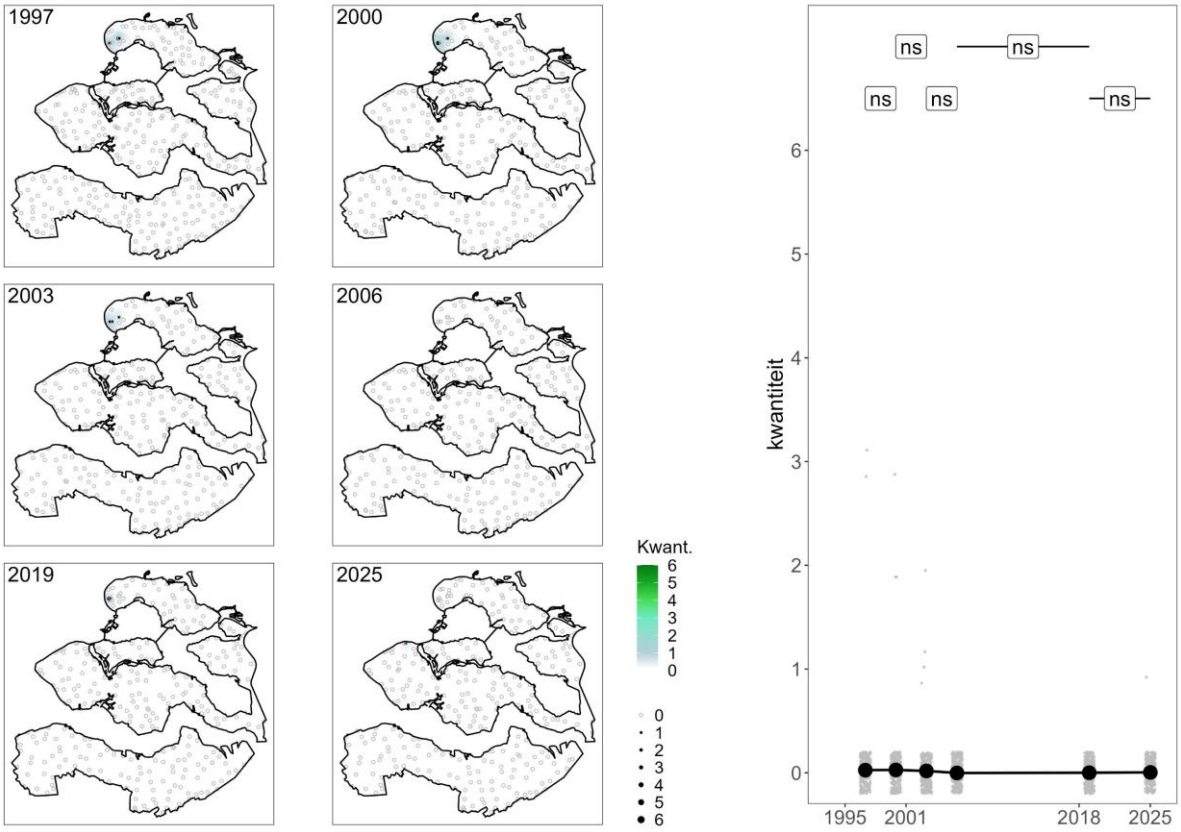
Gewoon purpersteeltje (*Ceratodon purpureus*)



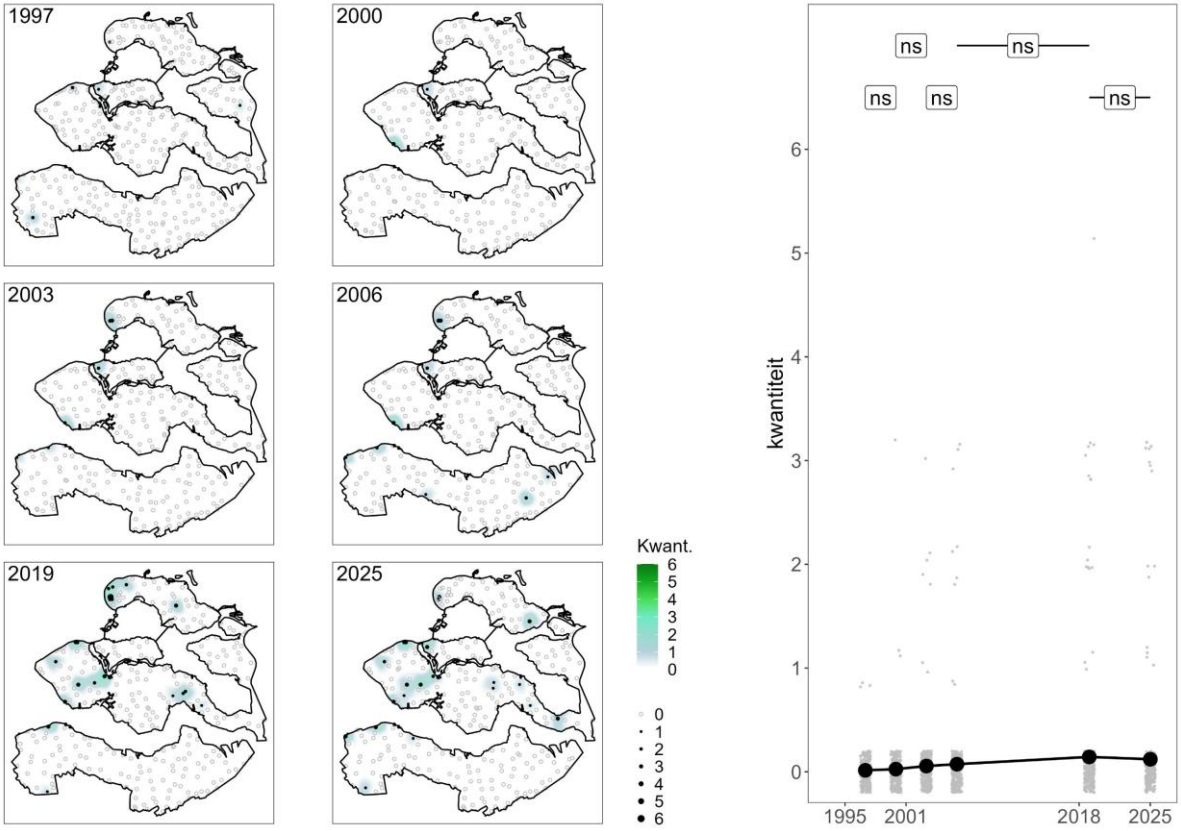
Gewoon sikkelsterretje (*Dicranoweisia cirrata*)



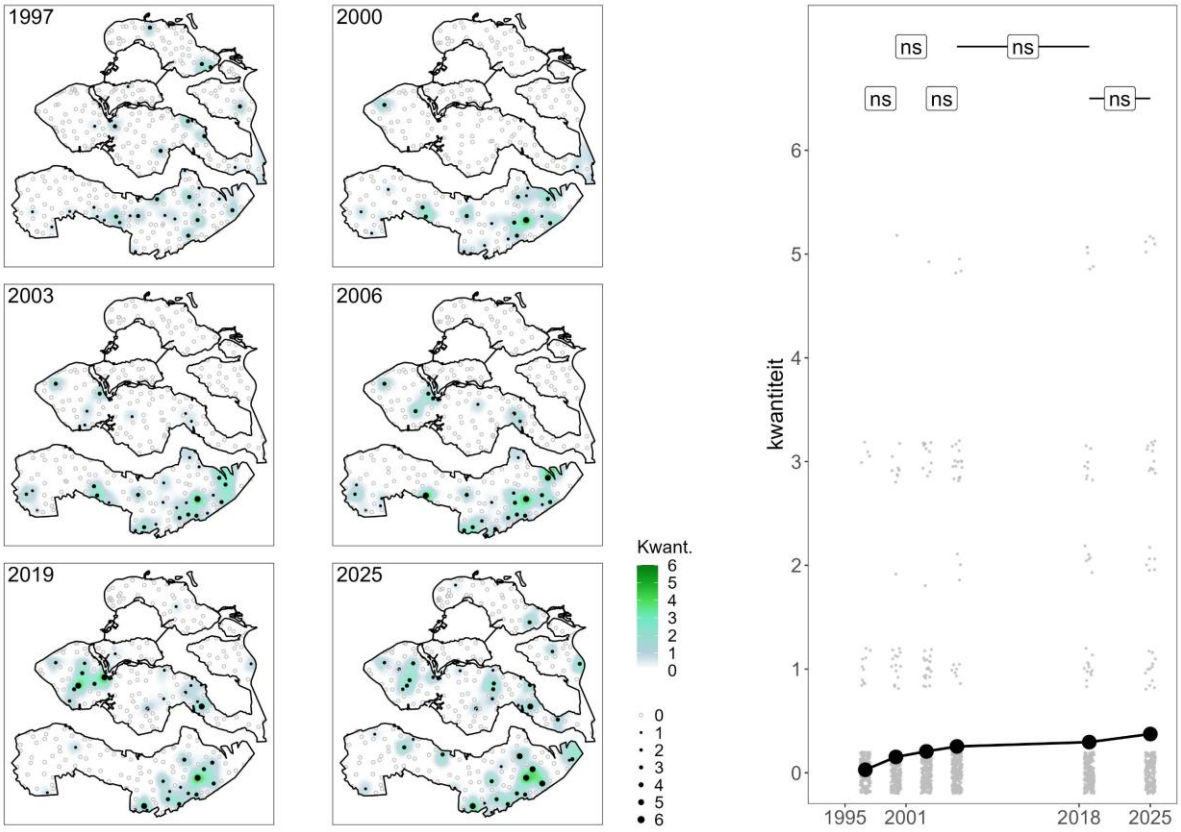
Gewoon gaffeltandmos (*Dicranum scoparium*)



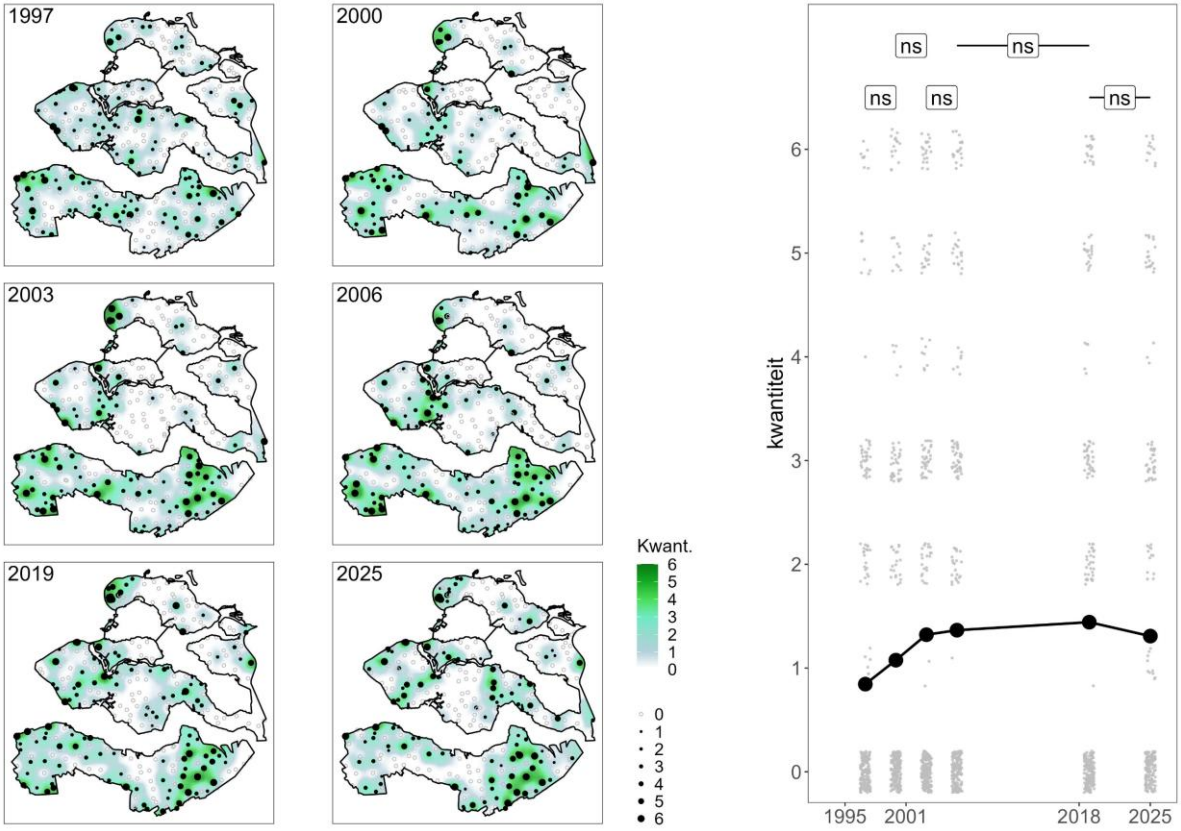
Helmroestmos (*Frullania dilatata*)



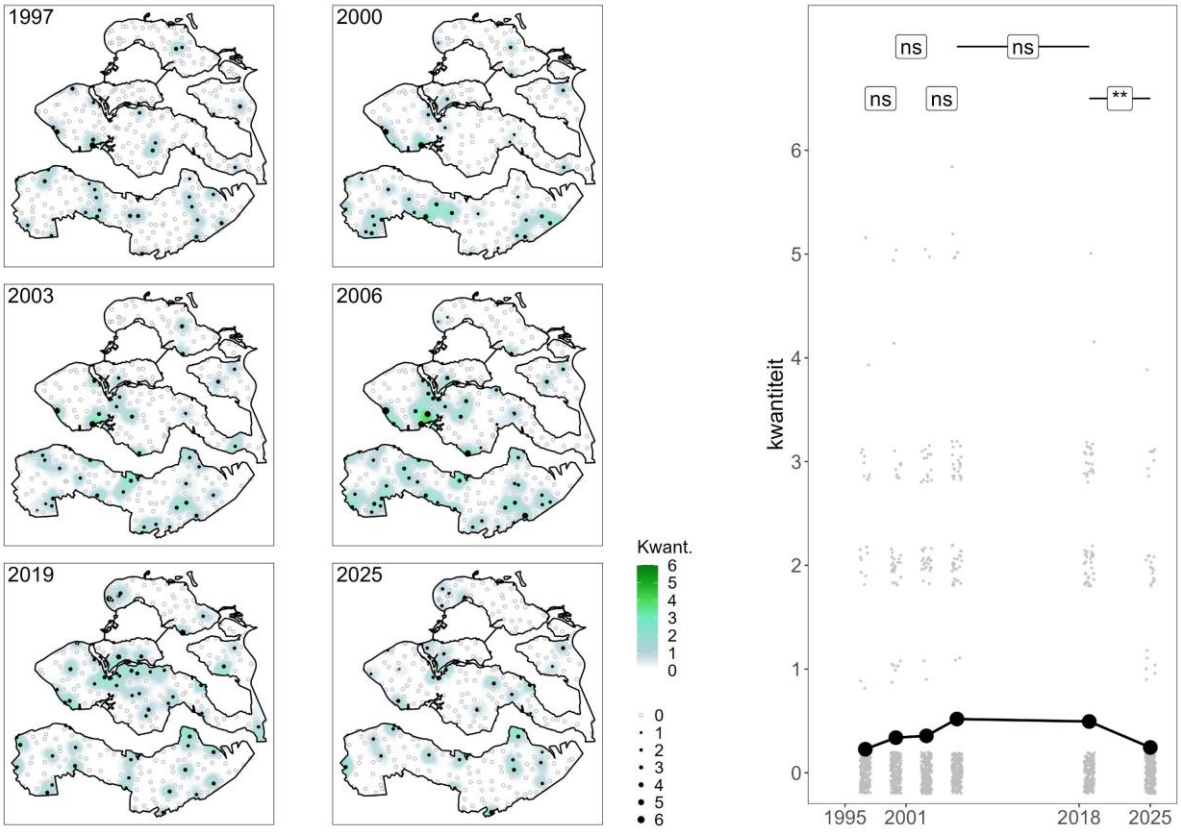
Gewoon muisjesmos (*Grimmia pulvinata*)



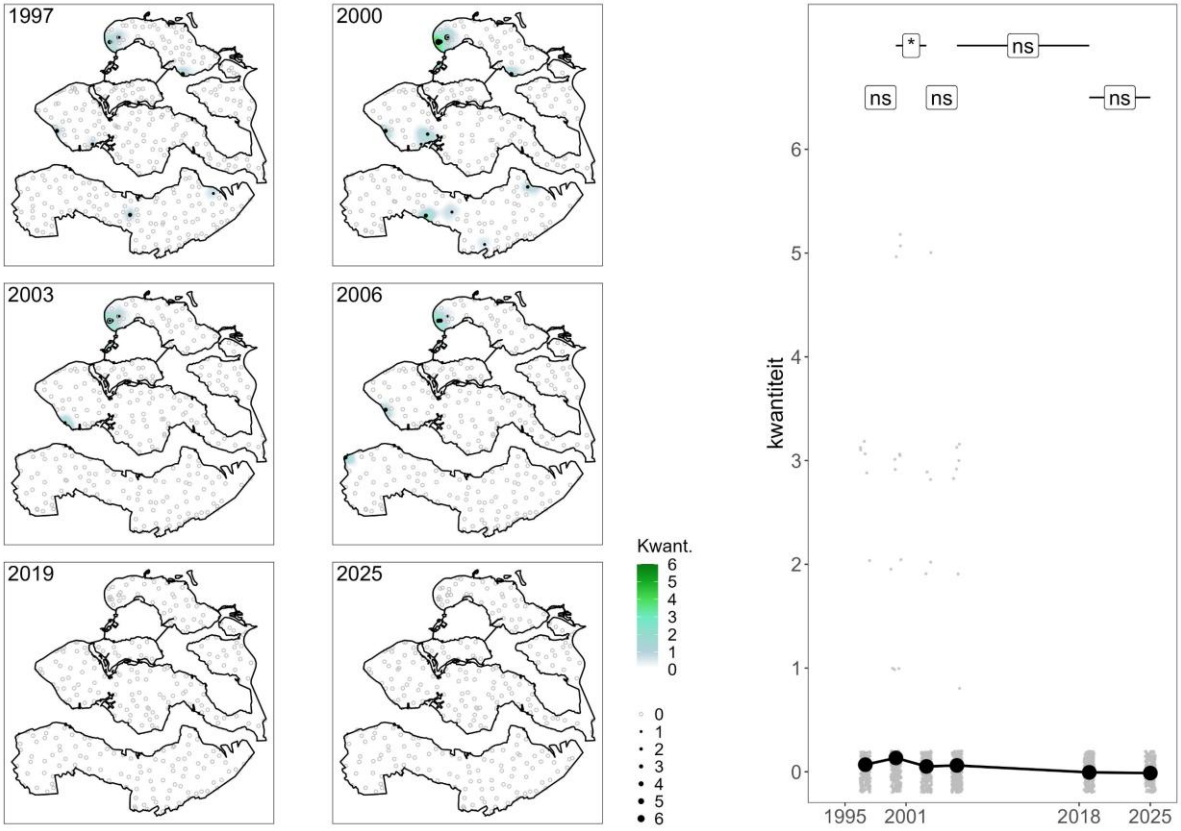
Gesnaveld klauwtjesmos (*Hypnum cupressiforme*)

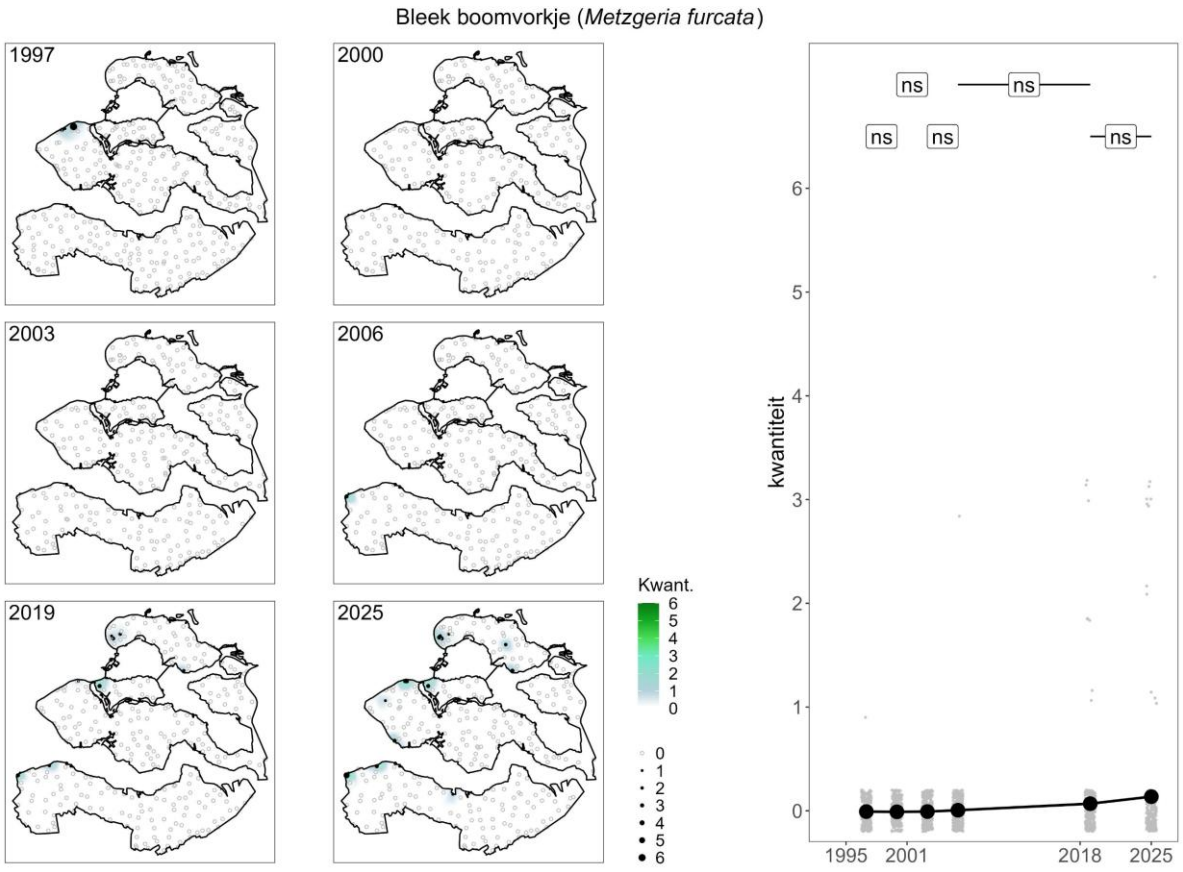


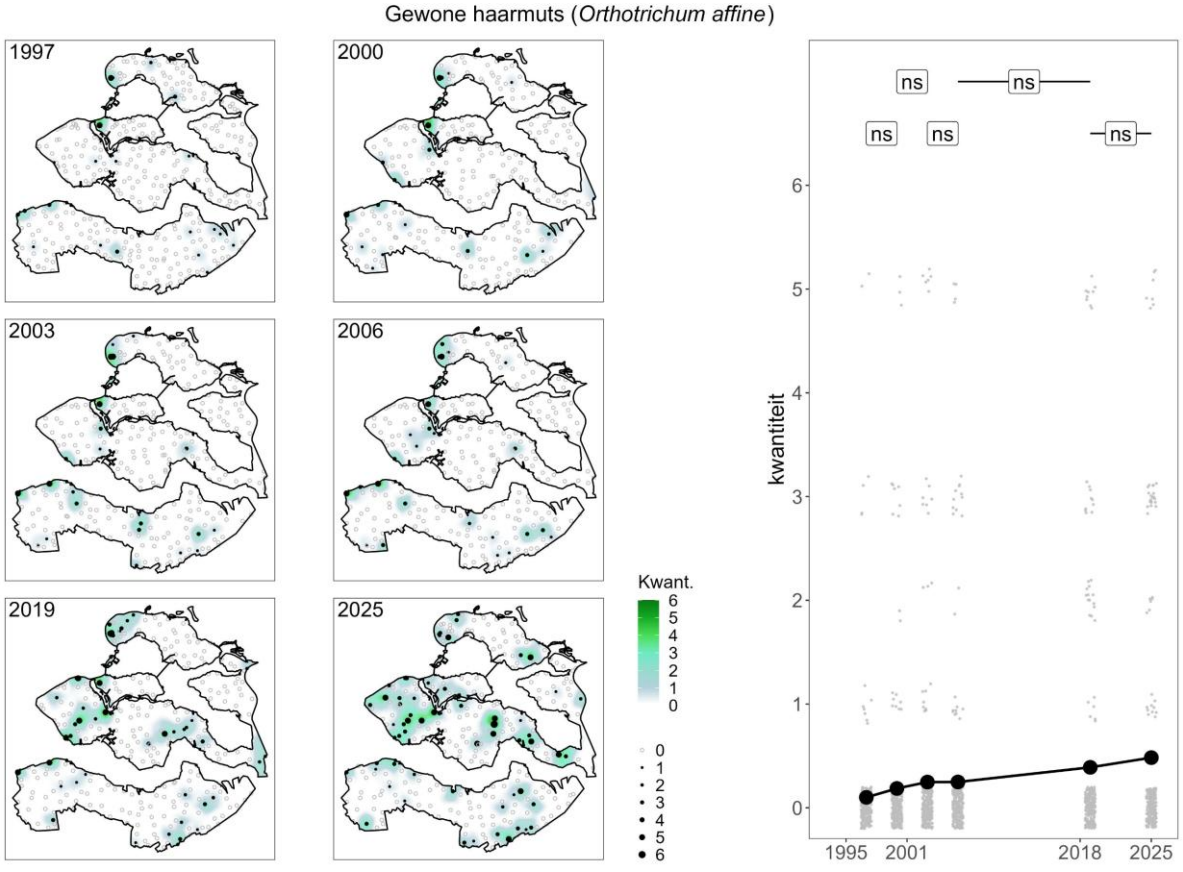
Fijn laddermos (*Kindbergia praelonga*)



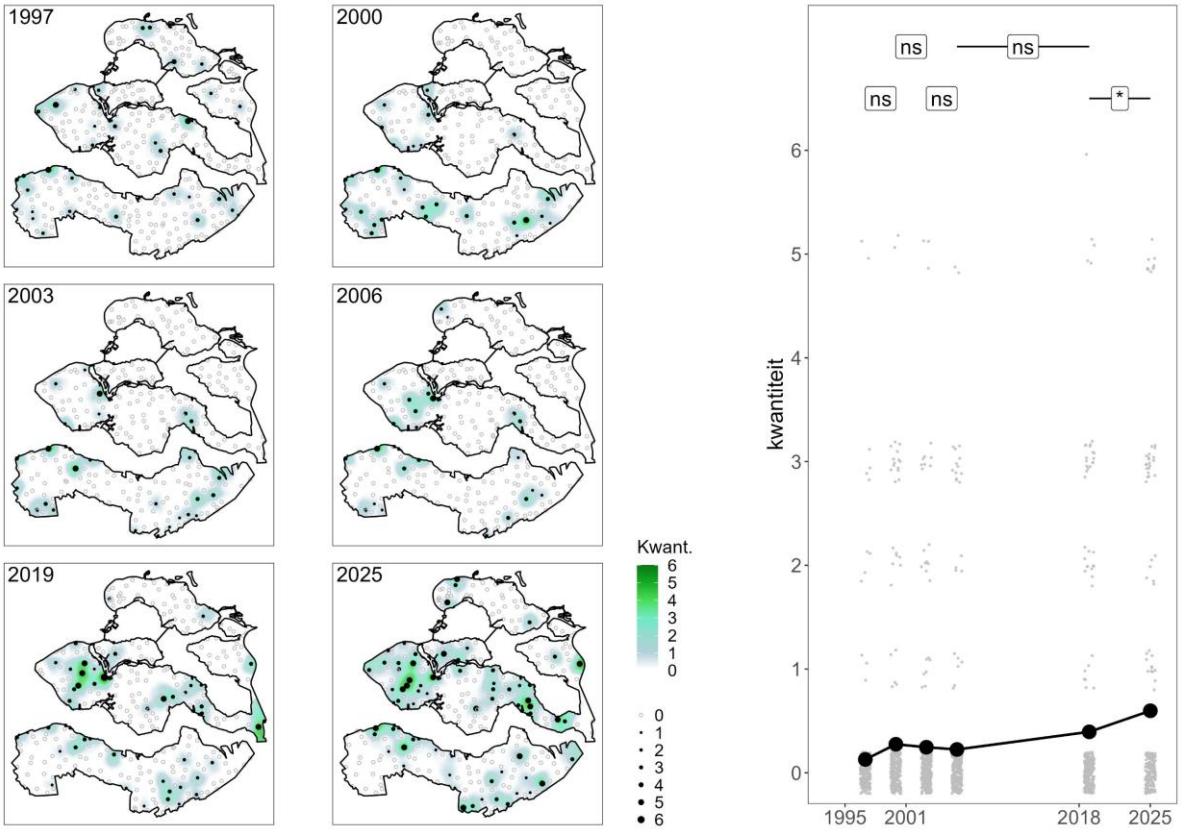
Gedrongen kantmos (*Lophocolea heterophylla*)



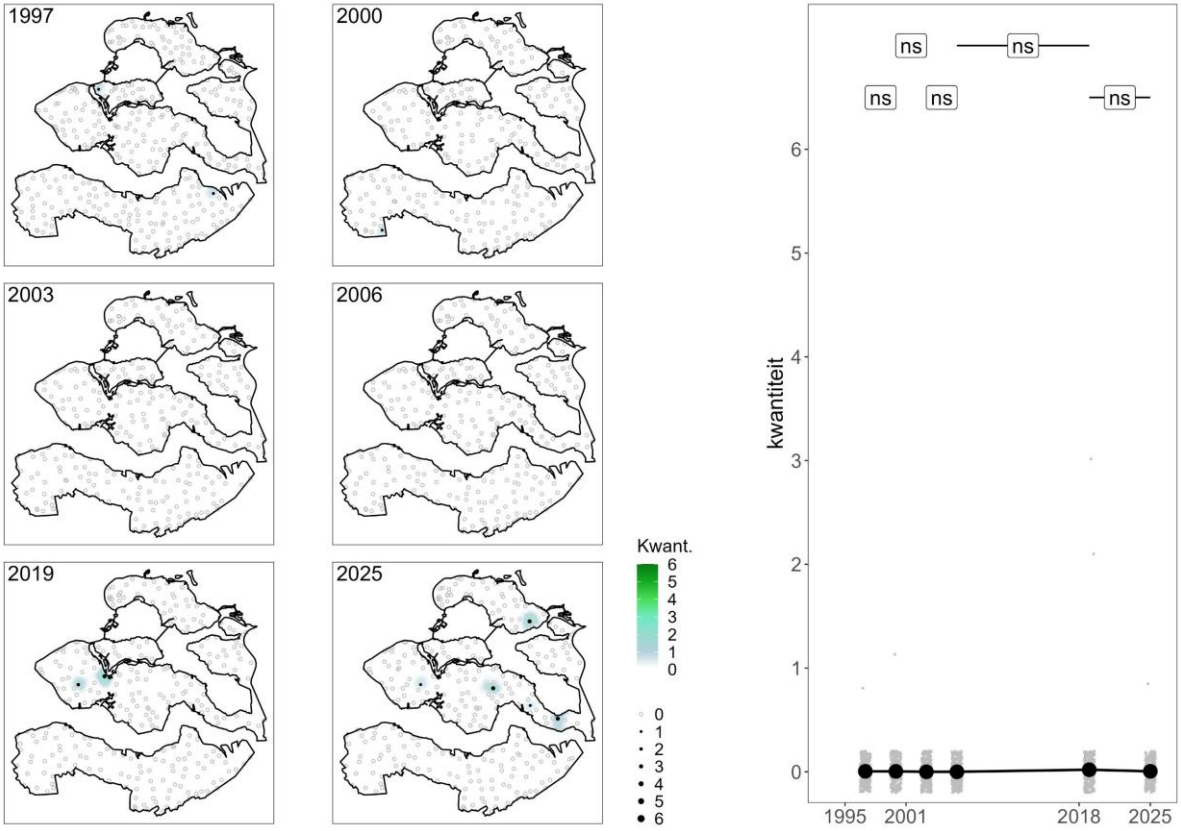

Bleek boomvorkje (*Metzgeria furcata*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025


Gewone haarmuts (*Orthotrichum affine*)
1997
2000
2003
2006
2019
2025
Kwant.
6
5
4
3
2
1
0
0
1
2
3
4
5
6
ns
ns
ns
ns
ns
kwantiteit
0
1
2
3
4
5
6
1995
2001
2018
2025

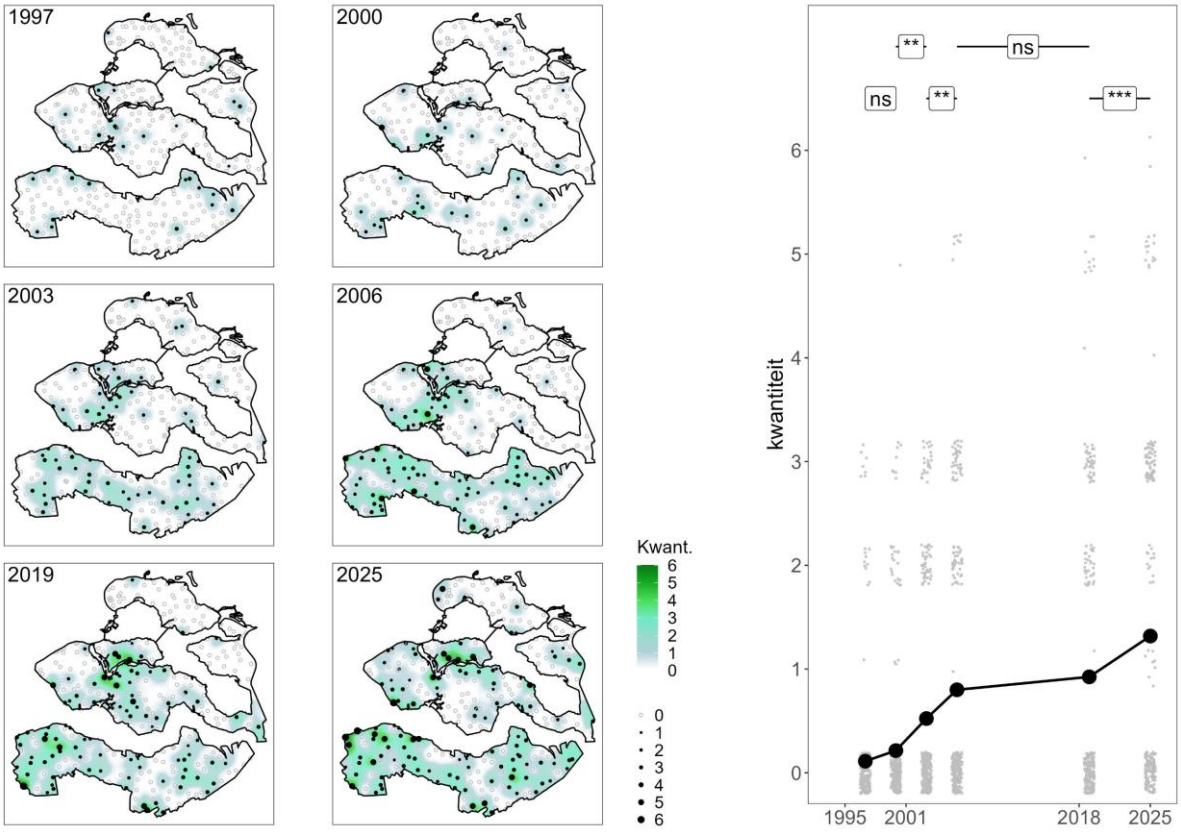
Grijze haarmuts (*Orthotrichum diaphanum*)



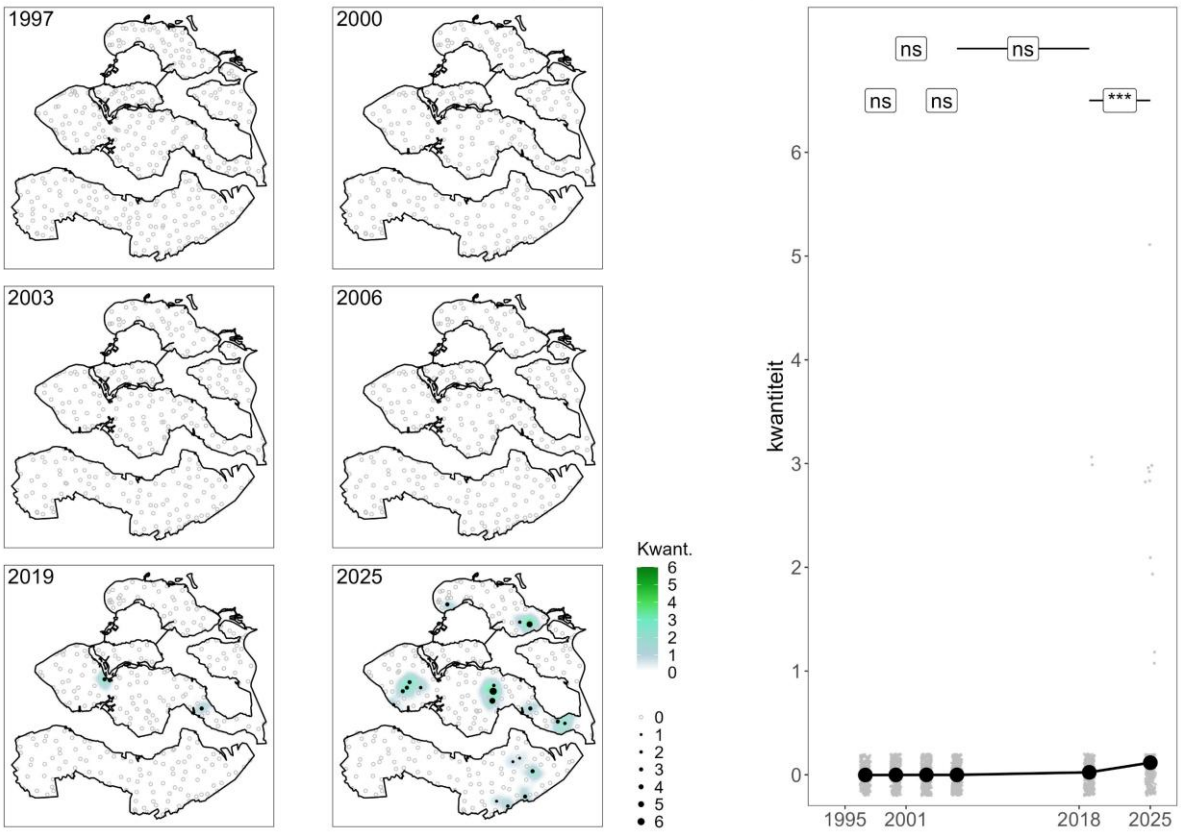
Broedhaarmuts (*Orthotrichum lyellii*)



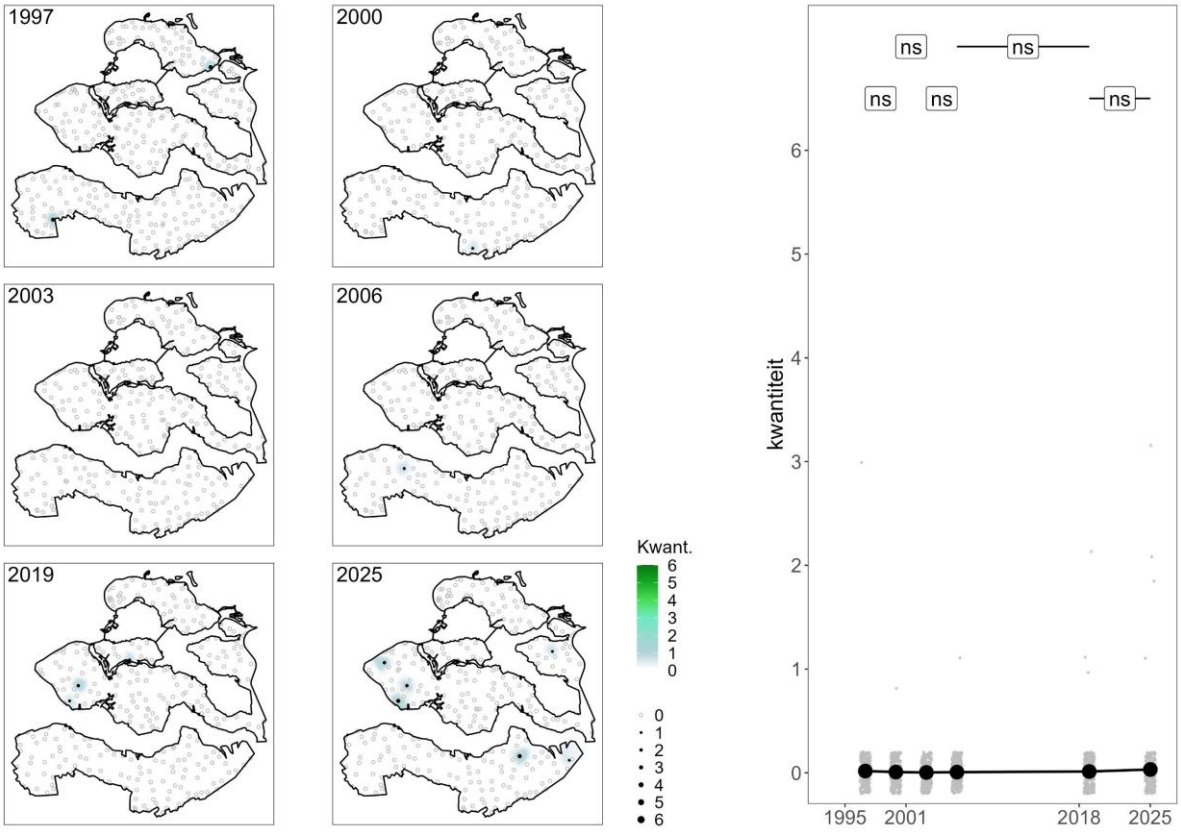
Boomsnavelmos (*Rhynchostegium confertum*)



Knikkersterretje (*Syntrichia papillosa*)



Gewoon muursterretje (*Tortula muralis*)



Trompetkroesmos (*Ulota crispa*)

