

Natuurstudieartikels

Het houtkantennetwerk in Turnhout: vroeger en nu

Een vergelijkende studie van de kruidlaag in houtkanten en houtwallen gelegen in Turnhout op basis van zomeropnames in 1974 en 2015.

Sam Tessens, Sanne Van Den Berge*, Cecile Vanderschaeve, Lander Baeten* & Kris Verheyen*

*Universiteit Gent, Labo Bos & Natuur (ForNaLab), Geraardsbergsesteenweg 267, 9090 Melle-Gontrode, e-mail: sam.tessens@gmail.com

Samenvatting

Houtkanten worden bedreigd door een stijgende druk van de mens op zijn omgeving. Deze half-natuurlijke ecosystemen zijn kwetsbaar, o.a. door de verdere invulling van bestemmingscategorieën zoals woningen en economie, de schaalvergroting in de grondgebonden landbouw en de uitstoot van verzurende en vermestende stoffen. Dit artikel toont hoe de vegetatie in een houtkantennetwerk in Turnhout in vier decennia veranderd is en welke omgevingsdrukken deze veranderingen hebben veroorzaakt. Deze onderzoeksvragen vormden de basis voor de masterproef (2016) waarvan dit artikel afgeleid is. Een lezing over dit onderwerp wordt gegeven op de ANKONA-ontmoetingsdag

van 11 februari 2017 in Antwerpen.

Inleiding

Houtkanten en houtwallen evolueren mee met de ontwikkelingen in de landbouw. Het geheel van deze houtige landschapselementen vormt een netwerk van half-natuurlijke habitats in het agrarische landschap (figuur 1).

Deze traditionele landschappen staan in Vlaanderen echter onder sterke druk door een snel ontwikkelende maatschappij, waarbij landbouwgrond moet wijken voor woongebied of industrie. Bovendien wordt de landbouw steeds intensiever (Decckers e.a., 2005), waarbij houtkanten vaak verwijderd worden. Een houtkantennetwerk is echter van poten-

tiel groot ecologisch belang voor het landschap omdat het een habitat vormt voor fauna en flora (Forman & Baudry, 1984). Zo kunnen houtkanten functioneren als corridors die de verspreiding van zowel dieren- als plantensoorten stimuleren (Baudry e.a., 2000). Daarnaast hebben houtkanten een directe waarde voor de maatschappij door het leveren van tal van zogenaamde ecosystemendiensten (Stevens e.a., 2014) zoals windreductie, luchtzuivering, koolstofsinks (CO₂-opslag) en het verminderen van erosie. Verder hebben ze een culturele en historische waarde, vermits ze al eeuwen als veekering, eigendomsafbakening of houtvoorraad dienstdoen (Burel & Baudry, 1995). Het is opmerkelijk dat er nog maar weinig onderzoek werd uitgevoerd naar de staat en veranderingen in de structuur en samenstelling van houtkantennetwerken onder invloed van deze stijgende omgevingsdruk. Deze studie is één van de eerste in Vlaanderen die de vegetatiewijzigingen in houtkanten en houtwallen doorheen de tijd bestudeert en mogelijke verklaringen biedt voor de veranderingen. Voor de eenvoud wordt in de rest van het artikel de term houtkanten gebruikt voor zowel houtkanten als houtwallen. Houtwallen verschillen van houtkanten doordat de vegetatie is aangeplant op een door de mens opgeworpen aarden wal. Deze verhoging is afwezig bij houtkanten. Een mogelijk verschil in vegetatiesamenstelling tussen houtkanten en houtwallen is in deze



Figuur 1: Typevoorbeeld van een houtkant die als lineaire strook vegetatie de rand vormt tussen twee percelen. © Sanne Van Den Berge

studie niet onderzocht.

Nood aan oude vegetatieopnames

Om veranderingen van de vegetatie in de tijd te bestuderen, zijn oude data van voldoende kwaliteit nodig die ook nog eens gekoppeld kunnen worden aan specifieke locaties op het terrein. In 1974 voerde Cecile Vanderschaeve in het kader van haar afstudeerscriptie 74 vegetatieopnames uit van verschillende houtkanten verspreid over het grondgebied van de gemeente Turnhout, in het noorden van de provincie Antwerpen. Het houtkantennetwerk werd ingetekend op een topokaart en de locatie van de proefvlakken werd nauwkeurig aangeduid. De houtkanten werden oorspronkelijk zorgvuldig uitgekozen vanwege hun goed ontwikkelde kruid-, struik- en boomlaag. De resultaten in dit artikel focussen dan ook op de evoluties in deze subset van oorspronkelijk waardevolle elementen. Binnen een homogeen proefvlak, representatief voor de aanwezige vegetatie, werden alle plantensoorten in de kruid-, struik- en boomlaag gedetermineerd en werd een schatting gemaakt van hun bedekkingsgraad. In 2015 werden de houtkanten en proefvlakken zo zorgvuldig mogelijk opnieuw gelokaliseerd op basis van de markeringen op de originele topokaart en werd er opnieuw een inventarisatie gemaakt van de kruid-, struik- en boomlaag, alsook een schatting van de bedekking van elke aanwezige plantensoort. Het vergelijken van deze twee datasets, één uit 1974 en één uit 2015, stelde ons in staat na te gaan of de vegetatie in deze houtkanten veranderd was over een periode van 41 jaar. De focus van dit onderzoek lag op de veranderingen in de kruidlaag. Deze vegetatielaag ontwikkelt zich spontaan, anders dan de vaak aangeplante bomen en struiken, en herbergt doorgaans de grootste diversiteit aan plantensoorten. De dynamiek van de kruidlaag

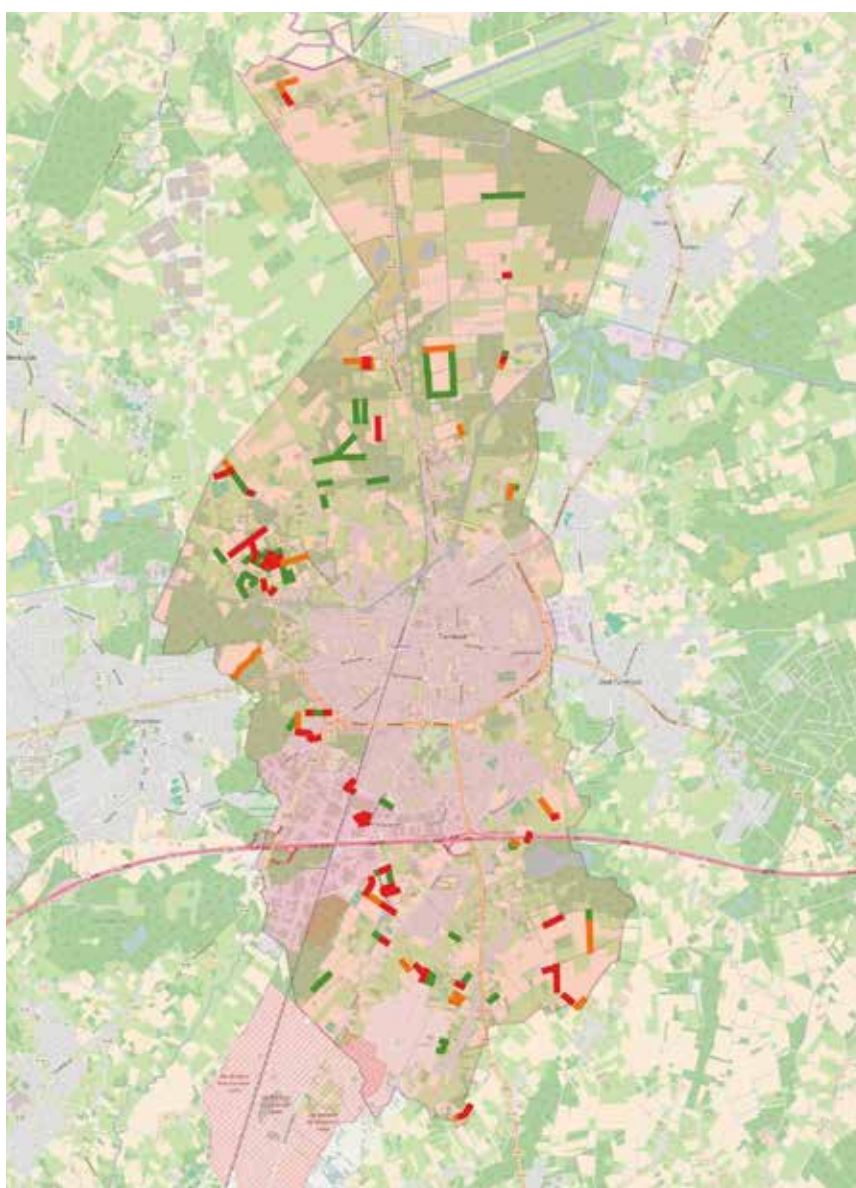
kan belangrijke informatie opleveren over de effecten van veranderende milieucondities.

Is de vegetatie veranderd?

Het houtkantennetwerk in Turnhout kende een sterke structurele achteruitgang. Bij 26 proefvlakken (35%) was de vegetatie verdwenen en kon er niet meer gesproken worden van een houtkant. Daarbovenop hadden de houtkanten bij 18 proefvlakken



Figuur 2: Een houtkant met een gedegradeerde structuur, waarbij er geen sprake meer is van een aaneengesloten struik- en boomlaag. © Sanne Van Den Berge



Figuur 3: Overzichtskaart met aanduiding van de bestudeerde proefvlakken. De kleuren-codes geven informatie over de structurele toestand van de houtkanten anno 2015. Groen staat voor houtkanten die een goed ontwikkelde kruid-, struik- en boomlaag hebben, net zoals in 1974. Oranje houtkanten missen een struik- of boomlaag, hun structuur is dus gedegradieerd tegenover 1974. Houtkanten die in het rood ingekleurd staan, zijn verdwenen in 2015.

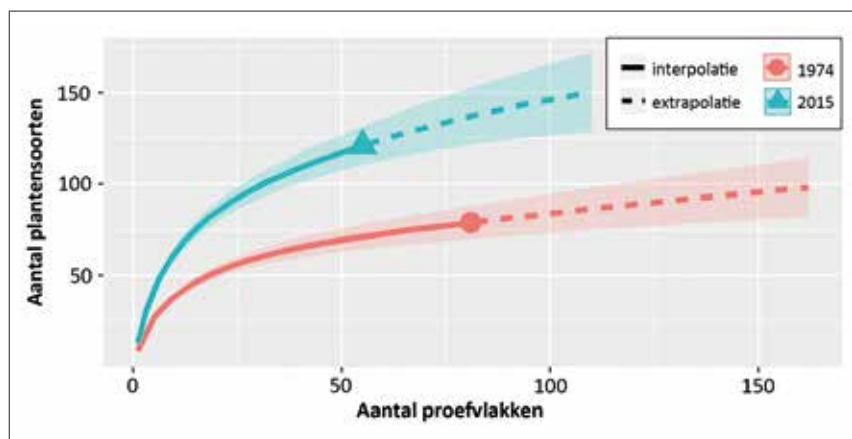
(24%) niet meer hun kenmerkende en ecologisch waardevolle structuur van een goed ontwikkelde kruid-, struik- en boomlaag, die ze wel hadden in 1974 (figuur 2).

Op figuur 3 is een overzichtskaart weergegeven met aanduiding van alle houtkanten die in 1974 onderzocht werden en hun status in 2015. Voor dit structureel onderzoek werden die houtkanten onderzocht over hun hele lengte en niet enkel ter hoogte van het proefvlak. Zo kan een houtkant verdwenen zijn op de plaats van het proefvlak, maar verderop nog aanwezig zijn.

Na 41 jaar was niet enkel de structuur, maar ook de vegetatiesamenstelling in de houtkanten sterk veranderd. De gemiddelde soortenrijkdom van bomen en struiken daalde van 7,3 soorten per proefvlak in 1974, naar 5,7 in 2015. Er was een opvallende daling in het voorkomen van enkele inheemse soorten zoals gewone lijsterbes (*Sorbus aucuparia* L.) en sporkehout (*Frangula alnus* Mill.), die in 1974 de struiklaag nog domineerden. Deze soorten werden nu meer en meer verdrongen door invasieve exoten als Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina* Ehrh.) en Amerikaanse eik (*Quer-*



Figuur 4: Houtkant met op de voorgrond Amerikaanse vogelkers in de struiklaag. Deze invasieve exoot lijkt inheemse struiksoorten zoals sporkehout en gewone lijsterbes te verdringen. © Sanne Van Den Berge



Figuur 5: Grafische voorstelling van de soortenrijkdom in functie van het aantal proefvlakken in 1974 en 2015 met aanduiding van de 95%-betrouwbaarheidsintervallen. Aan de hand van deze curves kan de soortenrijkdom vergeleken worden bij een gelijk aantal proefvlakken. In 2015 werden er immers maar 48 proefvlakken geïventariseerd, in 1974 nog 74.

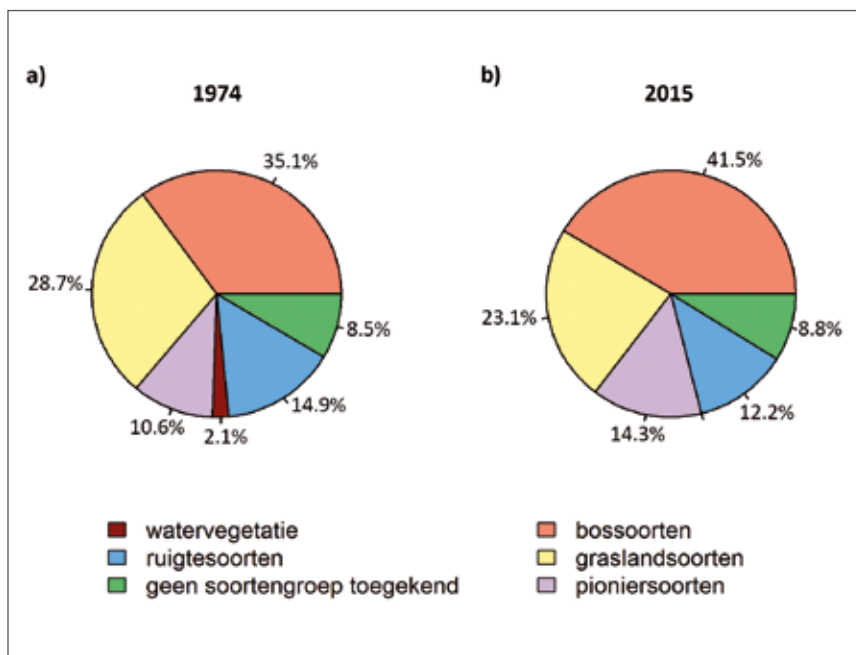
cus rubra L.) (figuur 4).

In de boomlaag bleef de zomereik (*Quercus robur* L.) de dominantste soort, maar ook hier was een sterke toename van de uitheemse Amerikaanse eik merkbaar. Zowel de Amerikaanse vogelkers als de Amerikaanse eik kenden een verdubbeling in voorkomen in de houtkanten. In 2015 kwamen ze respectievelijk in 70% en in 33% van de proefvlakken voor.

De vegetatie in de kruidlaag kende een veel dynamischer verloop. Hoewel het aantal houtkanten daalde,

steeg het totaal aantal plantensoorten in de kruidlaag van 79 in 1974 naar 121 soorten in 2015. Om deze twee getallen te kunnen vergelijken moest er gecompenseerd worden voor het verschil in het aantal bestudeerde proefvlakken. In 2015 was er immers bij 26 proefvlakken geen sprake meer van een houtkant, waardoor enkel bij de resterende 48 proefvlakken een vegetatieopname gemaakt kon worden. In 1974 werden nog vegetatieopnames gemaakt van 74 proefvlakken. Er werd toen een groter oppervlak bemonsterd waardoor er een grotere kans was dat ook minder frequente soorten teruggevonden werden. Door interpolatie kon de soortenrijkdom in 1974 berekend worden voor een gemiddelde subset van 48 proefvlakken, evenveel als in 2015.

Op figuur 5 is duidelijk te zien dat het totaal aantal soorten bij 48 proefvlakken was gestegen na een periode van 41 jaar. Bovendien nam ook de variatie in de soortensamenstelling van de kruidlaag toe: de vegetatie in de proefvlakken in 1974 verschilde onderling minder dan in 2015. Deze toegenomen heterogeniteit en het hoger aantal soorten per proefvlak toonde aan dat de biodiversiteit gestegen was. De lage heterogeniteit in 1974 kan ook een gevolg zijn van



Figuur 6: Overzicht van de voorkomende soortengroepen binnen de kruidlaag van het houtkantennetwerk in 1974 (a) en 2015 (b).

Ellenbergindicatiewaarden

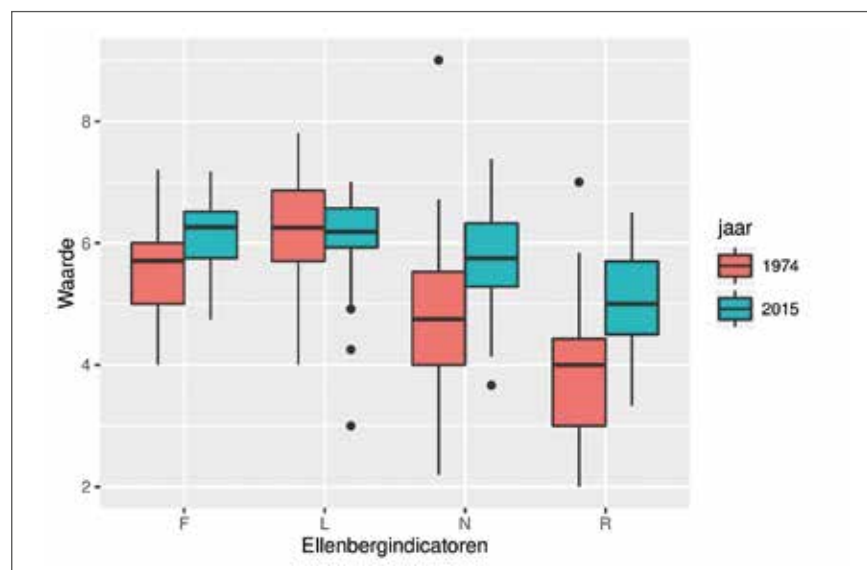
De Ellenbergindicatiewaarden drukken de voorkeur van een plantensoort voor een bepaalde ecologische factor uit (Cornelis, 2007). De bestudeerde ecologische factoren worden hier beperkt tot de bodemvruchtbaarheid (N), de bodemzuurtegraad (R), de bodemvochtigheid (F) en de lichtbehoefte (L). De waarden variëren van 1 tot 9 of 12. Zo is een soort met Ellenberg N waarde van 1 kenmerkend voor extreem arme bodemcondities en is een soort met Ellenberg R waarde van 9 te vinden op uitermate basische bodems. Door vervolgens de gemiddelde Ellenbergwaarde van alle soorten in een proefvlak te berekenen, krijgen we een idee van de milieucondities die er heersen.

de fyto-sociologische¹ bemonstering, waarbij zeldzame soorten niet werden opgenomen wanneer ze niet doorheen de hele houtkant voorkwamen. Het proefvlak moest volgens de fyto-sociologische methode immers homogeen en representatief zijn voor de houtkant waarvan het deel uit maakte.

Niet alleen was het aantal plantensoorten in de kruidlaag toegenomen, ook de indeling in soortengroepen² kende een shift (figuur 6). In 2015 zagen we een hoger aandeel aan bossoorten, net als pioniersoorten, maar daalde het percentage van graslandsoorten en ruigtesoorten ten opzichte van 1974. Ook de ecologische kenmerken van de plantengemeenschap veranderden sterk. Deze

kenmerken werden weergegeven met behulp van de gemiddelde milieu-indicatorwaarden (Ellenbergwaarden) per proefvlak (zie kader). De gemiddelde indicatiewaarden voor bodemvruchtbaarheid, bodemvocht en bodemzuurtegraad (respectievelijk N, F en R, figuur 7) stegen

significat. De vegetatie was dus geëvolueerd van soorten die eerder een zure, droge bodem met lage nutriëntenbeschikbaarheid tolereerden naar een vegetatie met soorten die groeiden op een minder zure, maar vochtiger en meer voedselrijkere bodem. De gemiddelde Ellenbergin-



Figuur 7: Boxplots voor de gemiddelde Ellenbergwaarden voor bodemvochtigheid (F), licht (L), bodemvruchtbaarheid (N) en de bodemzuurtegraad (R) per plot van de kruidlaag van de houtkanten in 1974 en 2015. De horizontale lijn duidt de mediaan aan en de verticale lijn stelt de spreiding van de data voor, waarbij lengte van de doos (box) overeenkomt met de interkwartielafstand. Uitschieters worden als punt weergegeven.

¹ De fyto-sociologie is een onderdeel van de vegetatiekunde, waarbij het voorkomen van plantensoorten in gemeenschappen en hun onderlinge ecologische relaties onderzocht worden.

² De indeling in soortengroep geeft het type groeiplaats aan waar een plantensoort kan voorkomen. Voor de eenvoud werd in dit onderzoek enkel onderscheid gemaakt volgens het vegetatietype (bos, grasland...), waarin de plant kan voorkomen (sensu Runhaar e.a., 2004).

dicatiewaarden voor licht (L, figuur 7) veranderden niet significant over een periode van 41 jaar.

Versnippering van het houtkantennetwerk

Het openbreken van het houtkantennetwerk, doordat delen van de houtkanten verwijderd worden, is waarschijnlijk één van de drijvende processen achter de veranderde soortensamenstelling in de kruidlaag. Door de sterke versnippering van het netwerk worden randeffecten nog belangrijker; er ontstaat extra milieuvariatie zodat soorten met uiteenlopende ecologie samen kunnen voorkomen (Saunders e.a., 1991). Meer zonlicht bereikt de kruidlaag via de randen, waardoor lichtminnende soorten, zoals graslandsoorten en pioniersoorten, hier vaker kunnen voorkomen. Schaduwtolerante soorten, voornamelijk bossoorten, handhaven zich nog in het midden van de houtkant, waar er minder licht de bodem bereikt door de toegenomen bedekkingsgraad van bomen en struiken. Doordat er nu meer open stukken in de houtkanten voorkomen, ondervindt de vegetatie in de kruidlaag een sterkere invloed vanuit de omgeving. Dit leidt aan de randen

tot verstoorde bodems waardoor pioniersoorten hier in het voordeel zijn. Deze soorten komen immers typisch voor bij recent ontstane of van vegetatie ontdane standplaatsen (Runhaar e.a., 2004). Door de fragmentatie vinden dus meer verschillende plantensoorten een geschikt habitat in de houtkanten, resulterend in een hogere plantendiversiteit.

De toename aan concurrentiekrachtige exoten zoals Amerikaanse vogelkers en Amerikaanse eik is ook gerelateerd aan het openbreken van de houtkanten. Beiden soorten groeien zeer goed op zandige bodems zoals in Turnhout (Closset-Kopp e.a., 2007). De kieming van Amerikaanse vogelkers is succesvoller in verstoorde bodems met veel licht (Closset-Kopp e.a., 2007), twee voorwaarden die vervuld worden door afgetakelde houtkanten. De massale zaadzetting van de Amerikaanse eik op zijn beurt verhindert de regeneratie van inheemse soorten doordat de zaailingen onderdrukt worden (Major e.a., 2013).

Een kruidlaag in transitie

Uit de analyse van de milieu-indicatiewaarden blijkt de gemiddelde Ellenbergwaarde voor bodemvrucht-

baarheid (N) in 2015 significant hoger te zijn dan in 1974. Plantensoorten die een vruchtbare bodem prefereren zijn dus in aantal toegenomen, wat indirect wijst op een stijging van de beschikbaarheid aan voedingsstoffen. Voornamelijk de sterk verhoogde input aan stikstof, in belangrijke mate veroorzaakt door de atmosferische depositie van reactieve stikstof afkomstig uit de landbouw, verkeer en industrie, is hiervoor verantwoordelijk (Bobbink e.a., 2010). Hoewel deze depositie de laatste decennia is afgenomen, zorgt de jarenlange accumulatie voor stikstofverzadigde ecosystemen (De Schrijver e.a., 2013). Door deze verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid zijn een aantal habitatspecialisten verdwenen of sterk in aantal afgenomen zoals gewone dophei (*Erica tetralix* L.), valse salie (*Teucrium scorodonia* L.) en bleeksporig bosviooltje (*Viola riviniana* Reichenb.). Ze verliezen de strijd voor zonlicht van snelgroeïende en competitieve soorten die hen overgroeien, zoals grote brandnetel (*Urtica dioica* L.) en braamsoorten (*Rubus* sp.) (figuur 8). De plantengemeenschap in de kruidlaag van de houtkanten bevindt zich vermoedelijk in een transitiefase. In deze fase is de oorspronkelijke vegetatie nog aanwezig, maar verliest deze stilaan de strijd tegen snelgroeïende en competitieve plantensoorten. Er vindt dus een reorganisatie plaats in de kruidlaag, die versterkt wordt door de immigratie van nieuwe plantensoorten (Smith e.a., 2009). Snelgroeïende nieuwe soorten zoals geel nagelkruid (*Geum urbanum* L.) en riet (*Phragmites australis* Steud.) zijn in 2015 regelmatig terug te vinden in de kruidlaag, terwijl kwetsbare planten zoals fijn schapengras (*Festuca filiformis* Pourr.) en hennegras (*Calamagrostis canescens* Roth) verdwenen zijn. Het aantal unieke soorten lag in 2015 ook veel hoger dan in 1974, respectievelijk 72 plantensoorten tegenover 20. De ge-



Figuur 8: Houtkant waarbij de kruidlaag wordt gedomineerd door bramen (*Rubus* sp.). Mede door de verhoogde stikstof-input verdringen deze snelgroeïende planten de oorspronkelijke vegetatie. foto: Sanne Van Den Berge

middelste Ellenbergwaarden voor de bodemvruchtbaarheid van deze nieuwe soorten waren opvallend hoger dan de gemiddelde waarden voor de vegetatie in 1974. Deze nieuwe plantensoorten vinden nu wel een geschikte habitat in de houtkanten door de toegenomen vermessing. Momenteel zorgt deze immigratie van nieuwe plantensoorten voor een verhoogde biodiversiteit in de kruidlaag. De oorspronkelijke vegetatie wordt immers verdrongen, maar verdwijnt nog (net) niet. Erg positief is deze toegenomen diversiteit echter niet, want er wordt verwacht dat de dominantie van de snelgroeiende en competitieve planten nog zal toenemen en de oorspronkelijke vegetatie mogelijk volledig zal verdwijnen.

De bodem lijkt minder zuur te worden

Vermesting is vaak geassocieerd met een toenemende verzuring van de bodem (zie kader), zeker bij zandbodems met een beperkte buffercapaciteit zoals in Turnhout (Baeten e.a., 2010).

Opvallend genoeg suggereert de significante toename van de Ellenbergwaarde voor de bodemzuurtegraad (R) op een verminderde aanwezigheid van zuurtolerante soorten in de kruidlaag (Diekmann, 2003). We kunnen dit verklaren door ten minste twee processen: een verbeterde strooiselkwaliteit van de huidige vegetatie en een vermindering aan verzurende deposities. Mogelijk hebben andere randeffecten zoals de bekalving van landbouwgrond en de verhoogde droge depositie in houtkanten door de scherpe overgang van lage naar hoge begroeiing ook een effect op de bodemzuurtegraad.

Voedingsstoffen worden opgenomen voor plantengroei, maar keren ook deels terug naar de bodem via de afbraak van bladstrooisel. Deze 'recyclage' gaat bodemverzuring te-

Bodemverzuring: elementaire begrippen

Bij bodemverzuring neemt de concentratie aan waterstofionen (H^+) toe in de bodem, waardoor de zuurtegraad daalt. De zuurtegraad wordt uitgedrukt door een pH-waarde, die kan variëren van 1 tot 14, waarbij waarden lager dan 7 op verzuring wijzen en waarden hoger dan 7 op meer basische omstandigheden. De bodemverzuring neemt af wanneer de pH stijgt, de bodem wordt dus basischer.

Zandbodems hebben vaak een lage buffercapaciteit, waardoor deze gevoeliger zijn aan bodemverzuring. De buffercapaciteit is de weerstand

van de bodem tegen een daling van de pH van de bodemoplossing. Verzurende deposities zijn in Vlaanderen nog steeds één van de belangrijkste oorzaken van bodemverzuring (De Schrijver e.a., 2012). De belangrijkste bronnen van deze zure deposities zijn de landbouw (verantwoordelijk voor de uitstoot van ammoniak gas, NH_3) en de verbranding van fossiele brandstoffen (uitstoot van geoxideerd stikstof NO_x en zwaveldioxide SO_2). Bovendien zorgt de depositie van reactieve stikstofvormen zoals NO_x voor de vermessing van de bodem, waardoor vermessing en verzuring vaak gecorreleerd zijn.

gen o.a. door de vrijstelling van basische kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+) die bufferend werken. Bomen en struiken spelen hierin een sleutelrol, omdat ze jaarlijks een grote massa aan bladstrooisel produceren. De kwaliteit van het strooisel bepaalt mee hoe snel de nutriënten terug vrijgesteld worden en dit is sterk soortafhankelijk. Beukenbladeren breken bijvoorbeeld erg traag af, terwijl bladeren van es erg snel verteren. In 2015 kwamen opvallend meer boomsoorten voor met een (relatief) goede strooiselkwaliteit zoals Amerikaanse vogelkers, gewone es (*Fraxinus excelsior* L.), gewone vlier (*Sambucus nigra* L.) en Spaanse aak (*Acer campestre* L.) (Herny & Vandekerckhove, 2004; Verheyen e.a., 2007). De betere strooiselkwaliteit zorgt mogelijk voor een snellere afbraak, waardoor basische kationen versneld worden vrijgesteld. Hierdoor verhoogt de buffercapaciteit van de bodem en kan de verzuring tegengewerkt worden. Bovendien is de verzurende depositie sinds 1980 sterk afgenomen in Vlaanderen, voornamelijk door een daling van de SO_2 concentratie in de lucht (Vlaamse Milieumaatschappij, 2015).

Bij de interpretatie van de Ellenbergwaarde voor de bodemzuurtegraad (R) moet er toch enige voorzichtigheid aan de dag gelegd worden. Hoewel de Ellenbergwaarde voor de bodemzuurtegraad vaak een goede indicator is voor de bodem-pH (Diekmann, 2003), is ze ook sterk gecorreleerd met de Ellenbergwaarde voor de bodemvruchtbaarheid (N) (Szymura e.a., 2014; Wagner e.a., 2007). Zo zijn soorten van rijke milieus vaak ook kenmerkend voor weinig zure bodems, en arme en zure bodems gaan ook vaak hand in hand. De hoge indicatiewaarden voor de bodemzuurtegraad kunnen dus het gevolg zijn van de hoge indicatiewaarden voor de bodemvruchtbaarheid. Daarom werden in de zomer van 2016 bodemstalen genomen in de houtkanten om de bodem-pH op een analytische manier te bepalen en hierover uitsluitsel te geven. Het wetenschappelijk artikel met de resultaten hiervan zal binnenkort verschijnen (Van Den Berge e.a., 2017).

Besluit

De plantenbiodiversiteit in de kruidlaag van het houtkantennetwerk in Turnhout kent een opvallende stij-

ging binnen de onderzochte periode (1974 – 2015). Hoewel er verschillende houtkanten verdwenen, komen er in wat overblijft méér plantensoorten voor in vergelijking met 41 jaar geleden. De stijging van het soortenaantal kan toegeschreven worden aan de toegenomen fragmentatie van het houtkantennetwerk, waardoor een gevarieerder aanbod aan groeiplaatsen aanwezig is. Bovendien bevindt de vegetatiegemeenschap in de kruidlaag zich waarschijnlijk in een transitiefase waarbij er een sterke toename is van competitieve en snelgroeiende plantensoorten, maar de oorspronkelijke, kwetsbare vegetatie nog beperkt aanwezig is. Verder blijkt de toegenomen vermessing door stikstofdeposities samen met de afname van de bodemverzuring door een betere humuskwaliteit en verminderde zure deposities, belangrijke stuurvariabelen te zijn achter de temporele verandering van de soortensamenstelling.

Literatuur

- Baeten, L., De Frenne, P., Verheyen, K., Graae, B. J. & Hermy, M., 2010: Forest herbs in the face of global change: a single-species-multiple-threats approach for *Anemone nemorosa*. *Plant Ecology and Evolution*, 143: 19–30.
- Baudry, J., Bunce, R., & Burel, F., 2000: Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, 60: 7–22.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J., Fenn, M., Nordin, A., Pardo, L., Vries, W. De, Hicks, K., Galloway, J., Bobbink, R., Davidson, E., Dentener, F., Cinderby, S., Spranger, T. & Bustamante, M., 2010: Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Society of America*, 20: 30–59.
- Burel, F. & Baudry, J., 1995: Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. *Landscape and Urban Planning*, 33: 327–340.
- Closset-Kopp, D., Chabrierie, O., Valentin, B., Delachapelle, H. & Decocq, G., 2007: When Oskar meets Alice: Does a lack of trade-off in r/K-strategies make *Prunus serotina* a successful invader of European forests? *Forest Ecology and Management*, 247: 120–130.
- Cornelis, J., Hermy, M., De Keersmaeker, L. & Vandekerckhove, K., 2007: Bosplantengemeenschappen in Vlaanderen. Een typologie van bossen op basis van de kruidachtige vegetatie. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek en K.U.Leuven, afdeling Bos, Natuur en Landschap in opdracht van de Vlaamse overheid, Brussel, 200 p.
- Deckers, B., De Becker, P., Honnay, O., Hermy, M. & Muys, B., 2005: Sunken roads as habitats for forest plant species in a dynamic agricultural landscape: Effects of age and isolation. *Journal of Biogeography*, 32: 99–109.
- De Schrijver A, Wuyts K., Schelfhout S., Staelens J., Verstraeten G. & Verheyen K., 2012: Focus op biochemie: hoe biochemie de biodiversiteit stuurt. *Natuur focus*, 11, 136-143.
- De Schrijver A., Demey A., De Frenne P., Schelfhout S., Vergeynst J., De Smedt P. & Verheyen K., 2013: Stikstof en biodiversiteit: een onverzoenbaar duo. *Natuur focus*, 13, 92-102.
- Diekmann, M., 2003: Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. *Basic and Applied Ecology*, 4: 493–506.
- Forman, R. T. T. & Baudry, J., 1984: Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management*, 8: 495–510.
- Gilliam, F. S., 2006: Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. *Journal of Ecology*, 94: 1176–1191.
- Hermy, M. & Vandekerckhove, K., 2004: Bosgebieden. In: M. Hermy, G. De Blust, M. Sloodmaekers (red), *Natuurbeheer*. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt en het INBO, Leuven. p. 1–452.
- Major, K. C., Nosko, P., Kuehne, C., Campbell, D. & Bauhus, J., 2013: Regeneration dynamics of non-native northern red oak (*Quercus rubra* L.) populations as influenced by environmental factors: A case study in managed hardwood forests of southwestern Germany. *Forest Ecology and Management*, 291, 144–153.
- Runhaar, J., van Landuyt, W., Groen, C. L. G., Weeda, E. J. & Verloove, F., 2004: Herziening van de indeling in ecologische soortengroepen voor Nederland en Vlaanderen. *Gorteria: Tijdschrift Voor Onderzoek aan de Wilde Flora*, 30: 12–20.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R., 1991: Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5: 18–32.
- Smith, M. D., Knapp, A. K. & Collins, S. L., 2009: A framework for assessing ecosystem dynamics in response to chronic resource alterations induced by global change. *Ecology*, 90: 3279–3289.
- Stevens, M., Demolder, H., Jacobs, S., Michels, H., Schneiders, A., Simoens, I., Spanhove, T., Van Gossum, P., Van Reeth, W., Peymen, J. (red.), 2014: *Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteem- diensten in Vlaanderen*. Synthese-rapport, Brussel. 80p.
- Szymura, T. H., Szymura, M. & Macioł, A., 2014: Bioindication with Ellenberg's indicator values: A comparison with measured parameters in Central European oak forests. *Ecological Indicators*, 46: 495–503.
- Tessens S., Van Den Berge S., Baeten L. & Verheyen K., 2016: Temporele veranderingen in de floristische samenstelling van houtkanten en bossen in Tunrhout. Masterproef, 91p.
- Van Den Berge, S., Tessens, S., Baeten, L., Vanderschaeve, C. & Verheyen, K., 2017: Temporal vegetation changes in hedgerows and forest patches in the countryside of northern Belgium: lessons to learn. *Forthcoming*.
- Verheyen, K., Vanhellefont, M., Stock, T. & Hermy, M., 2007: Predicting patterns of invasion by black cherry (*Prunus serotina Ehrh.*) in Flanders (Belgium) and its impact on the forest understorey community. *Diversity and Distributions*, 13: 487–497.
- Vlaamse Milieumaatschappij, 2015: *Verzurende en vermestende luchtverontreiniging in Vlaanderen – jaarrapport 2014*. Vlaamse milieumaatschappij, Aalst. 74p.
- Wagner, M., Kahmen, A., Schlumprecht, H., Audorff, V., Perner, J., Buchmann, N. & Weisser, W. W., 2007: Prediction of herbage yield in grassland: How well do Ellenberg N-values perform? *Applied Vegetation Science*, 10: 15–24.