



Gevolgen van

het introduceren

van soorten

R. Hengeveld

Vaak maakt men zich zorgen over het introduceren van soorten in een nieuw, voor hen vreemd ecosysteem. Het ecosysteem kan verstoord worden, wat zich dan uit in het uit balans raken van de aantalsverhoudingen van de oorspronkelijke soorten en in een wijziging van hun onderlinge functies. Pas geleidelijk zal het ecosysteem weer naar een nieuw evenwicht kunnen groeien.

De vraag hier is niet hoe dit gebeurt, maar hoe ernstig de verstoring doorgaans is en hoe vaak deze optreedt. Kan het risico tijdig herkend en derhalve daarmee verkleind worden?

Van oudsher is men beducht voor schadelijke gevolgen van het introduceren van soorten in ecosystemen waar ze van nature niet thuishoren. Dit hangt samen met de opvatting dat ecosystemen groepen van bijeen levende soorten zijn met een functionele werkverdeling. Een geïntroduceerde soort zou deze werkverdeling verstoren en aldus het systeem uit balans brengen.

Of dit zo is, kan onderzocht worden door na te gaan 1. hoe dergelijke werkverdelingen functioneren en hoe ze verstoord kunnen worden, of 2. hoe ernstig een verstoring is en hoe vaak deze voorkomt in verhouding tot het aantal introducties. Alleen op de laatste benadering wordt in dit artikel ingegaan.

Huidige relevantie

Soorten worden om hun gebruikswaarde geïntroduceerd in de bosbouw, de tuinbouw, de landbouw en in tuinen, aquaria e.d. Bij de eerste drie vormen van ge-



bruik wil men meer resistente, meer virulente, of meer pathogene rassen of soorten verkrijgen. In het natuurbeheer zou soortintroductie bv. toegepast kunnen worden samen met natuurontwikkeling op voormalige gebruiksgrond ((her-)introductie) en bij maatregelen in verband met mogelijke gevolgen van het broeikas-effect (translokatie).

De kans op nadelige effecten van soortintroducties wordt groter door intensievere transport- en verspreidingsmogelijkheden, het grotere aantal en het meer aaneengesloten voorkomen van niet-natuurlijke, vaak verstoorte milieus en door het groeiend aantal geïntroduceerde soorten. Ook neemt het risico toe van overbrenging van nieuw erfelijk materiaal naar wilde plantesoorten (Evenhuis & Zadoks, 1990).

Potentieel risico van soortintroductie

Hoe kan het gevaar - of risico - dat aan soortintroductie kleeft, meetbaar gemaakt worden? Hierbij zijn vier deelvragen betreffende dit risico te onderscheiden: 1. hoe groot is het risico, 2. wat beïnvloedt het risico, en is het risico 3.

De herintroductie van de Raaf (*Corvus corax*) is op een aantal plaatsen in Nederland succesrijk gebleken (foto: G. den Daas, RIN-DLO).

The re-introduction of the Raven (*Corvus corax*) is successful on a number of places in The Netherlands so far.

Linkerpagina: Reuzenbereklaauw (*Heraclium mantegazzianum*) is een exoot die zich de laatste decennia in hoog tempo een plaats verwerft in de Nederlandse inheemse flora (foto: J. Wind, RIN-DLO).

During the last decades the exotic *Heraclium mantegazzianum* has invaded Dutch habitats.

voorspelbaar en 4. aanvaardbaar? Alleen op de eerste drie deelvragen wordt hier ingegaan, waarbij bij de tweede deelvraag enige soortintroductions met spectaculaire gevolgen genoemd zullen worden.

1. Hoe groot zijn de risico's?

Om de grootte van het risico van introductions voor inheemse ecosystemen te bepalen, moeten we twee typen van risico onderscheiden, het kwalitatieve en het kwantitatieve risico. Het kwalitatieve risico betreft de aard en de mate van de teweegebrachte verstoring zelf. De inschatting van dit risico is - hoewel kwantificeerbaar - doorgaans intuïtief. Het kwantitatieve risico betreft de kans dat een introductie een verstoring van een bepaalde aard en mate teweegbrengt, berekend als het percentage introductions dat tot die verstoring leidt.

Lindroth (1957) vermeldt voor insecten, vooral loopkevers, ingevoerd op New Foundland, dat ongeveer 4,5% plaagvormend werd, terwijl hij tevens voor goed aangeslagen soorten in Noord-Amerika 14% opgeeft. Williamson & Brown (1986) geven voor Groot-Brittannië op dat ongeveer 10% van de ingevoerde planten en insecten er zich heeft gevestigd, terwijl hiervan ongeveer 10% zich tot plagen ontwikkeld heeft. Hier leidde dus 1% van de geïntroduceerde soorten tot een plaag. Mayr (1965) vermeldt dat 30% van de vogels ingevoerd in Noord-Amerika zich gevestigd heeft, terwijl 15% algemeen is geworden. Wanneer, zoals op New Foundland, weer ongeveer een kwart van deze 15% plaagvormend wordt, komen we uit op 3,5%. Wanneer we de 10% van de gevestigde soorten van Williamson & Brown (1986) hier toepassen, krijgen we 3% plaagvormende soorten (zie ook Walter, dit nummer).

Ten opzichte van het kwalitatieve risico vormt het kwantitatieve dus een schril contrast: na een geslaagde introductie komt verstoring weinig voor, geheel in overeenstemming met de moeite die men in de biologische bestrijding moet doen om een soort te laten aanslaan. Doordat sommige introductions uit de hand kunnen lopen, zou hun belang afgewogen moeten worden tegen het totale risico van introductions. Tot nu toe is hiervoor echter geen formule ontwikkeld, deels vanwege onbekendheid met de aard van het risico en deels vanwege problemen met de weging van ge-

teerde normen. Wel is het mogelijk na te gaan welke factoren de mate van risico bepalen, zowel betreffende de gevoeligheid van gebieden en biotopen, als eigenschappen van soorten die plaagvorming beïnvloeden.

2. Wat beïnvloedt de risico's?

De vraag welke factor(en) het risico van een soortintroductie beïnvloedt, kan het best beantwoord worden aan de hand van een aantal voorbeelden van soorten voorkomend in verschillende milieus. Vervolgens zullen verschillende risico-dragende milieus afzonderlijk genoemd worden.

RISICODRAGENDE SOORTEN.

Een klassieke introductie, uitlopend op een plaag, vormt die van de uit Noord-Amerika afkomstige Brede waterpest (*Eloidea canadensis*). Na invoering in Engeland, vermoedelijk in 1836, breidde de soort zich snel uit en verstopte lokaal kanalen en meren. Volgens Simpson (1984) duurde de uitbreidingsfase 3-4 jaar, de fase met plaagdichtheden 3-10 jaar en de fase van geleidelijke achteruitgang 7-15 jaar; wat er tijdens deze fasen gebeurde, is onbekend. Tegenwoordig komen slechts zelden plaagdichtheden voor en bovendien alleen in door de mens verstoorte wateren. Sinds 1870 wordt de soort op veel plaatsen verdrongen door een verwante, eveneens Noord-amerikaanse soort, Smalle waterpest (*Eloidea nuttallii*), die zich met een vergelijkbare snelheid over Groot-Brittannië uitbreidt, maar in geringe dichtheden. Een derde soort, *Eloidea ernstiae*, afkomstig uit Zuid-Amerika, heeft zich nooit sterk uitgebreid, noch zich lokaal tot plaagdichtheden ontwikkeld (Simpson, 1984).

De Waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) heeft zich vanuit Zuid-Amerika in alle tropische wateren desastreus uitgebreid, echter in tegenstelling tot de waterpest met gelijkblijvende dichtheden. Bovendien vertoont een verwante soort uit hetzelfde gebied (*Eloidea azurea*) geen neiging tot uitbreiding, evenmin als de zes andere soorten van dit geslacht (Barrett, 1989). Noch waterpest noch de Waterhyacinth kan bestreden worden. Dit lukt wel met de vlotvarens (*Salvinia spp.*), die door geïntroduceerde, herbivore kevers gegeten worden. In Australië vraten de kevers in de eerste drie maanden zo'n 8000 ton vlotvaren!



Een nog steeds oprukkende terrestrische soort is de Japanse duizendknoop (*Polygonum cuspidatum*, voorheen *Reynoutria japonica*), die in 1825 in Engeland werd ingevoerd (Conolly, 1977). Deze verspreidt zich door voortkruipende wortelstokken en door het storten van met stukken wortelstok vermengde grond, of langs waterwegen. Hier kan hij, zoals de voorgaande soorten, de lokale vegetatie volledig verdringen. Eveneens in Engeland breidt de in 1763 ingevoerde Pontische rhododendron (*Rhododendron ponticum*) zich beangstigend snel en massaal uit, zowel in open vegetaties als in bossen. In tegenstelling tot bv. in Duitsland is de kiemkracht van de vele stofzaden er groot, terwijl de kiemplanten lang kunnen sluimeren tot zich een gunstige omstandigheid voordoet om uit te groeien. Deze soort verdringt niet alleen kruiden en struiken, maar zelfs bossen.

De Wolhandkrab (*Eriocheir sinen-*



sis) is vanuit het Verre Oosten in West-Europa ingevoerd. Deze soort plant zich voort langs de oostelijke kusten van de Noordzee en trekt als onvolwassen dier de grote rivieren op, via de Rijn voorttrekkend tot in Zwitserland, overigens zonder de lokale fauna te verdringen. De Nijlbaars (*Lates niloticus*), die in het begin van de jaren 1960 onder andere in het Victoriameer is uitgezet, heeft wel een vernietigend effect, met name op de endemische cichliden-fauna, die zich evolutionair spectaculair had gedifferentieerd. De Huismus (*Passer domesticus*) en de Spreeuw (*Sturnus vulgaris*) hebben zich in de vorige eeuw onder andere in Noord-Amerika explosief uitgebreid en komen voornamelijk voor in landbouwgebieden en in dorpen en steden. Vooral van de Huismus is economische schade bekend. De biologische schade, lokale terugdringing van soorten, beperkt zich tot een gering aantal soorten.

Van geen van deze soorten is be-

kend waardoor ze zich in hun gebied van herkomst niet sterk hebben uitgebreid, maar na de introductie wel. Bovendien is het onbekend waardoor de ene soort een plaagsoort blijft, terwijl de dichtheid van de andere gaandeweg tot redelijke proporties afneemt. Wat het risico van het voorkomen van plaagontwikkeling bepaalt, is derhalve onbekend.

RISICODRAGENDE MILIEUS.

Eilanden zijn voorbeelden geworden voor kwalijke gevolgen van introducties door de ingrijpende gevolgen (bv. Ebenhard, 1988). Met name in de 19e eeuw zijn er onder andere voor de vleesvoorziening voor de bemanning van de schepen veel diersoorten, en vanwege de intense natuurhistorische belangstelling duizenden plantesoorten op eilanden uitgezet (Rijksen, dit nummer). Beide typen introducties hebben het aanzien van vele oceanische eilanden totaal veranderd; veelal is de lokale flora en fauna

De Nijlgans (*Alopochen aegyptiaca*) is een introductie die zich de laatste jaren met succes uitbreidt over Nederland (foto: J. van Osch, RIN-DLO).

Egyptian goose (*Alopochen aegyptiaca*) has successfully invaded The Netherlands after being escaped from local collections.

De Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) is zich na introductie in Nederland in nogal wat situaties als een plaag gaan gedragen (foto: R. van Beek, RIN-DLO).

The exotic *Prunus serotina* has become a serious pest in many Dutch plantations.

vrijwel geheel uitgestorven (Cronk, 1989: St. Helena). Grote diersoorten zoals het Rendier (*Rangifer tarandus*) kunnen buitensporige druk uitoefenen op de flora en fauna van eilanden (Leader-Williams, 1988).

Het vermoeden bestaat dat niet alleen eilanden gevoeliger zijn voor introducties dan continenten, maar ook dat deze laatste onderling in gevoeligheid verschillen. Simberloff (1986) heeft deze vermoedens getoetst aan de hand van insecten, die geïntroduceerd waren ten behoeve van biologische bestrijding. Bij zijn analyse was het totaal aantal introducties bekend, dus zowel de groep van plaagvormende soorten als die welke niet waren aangeslagen. In tegenstelling tot het vermoeden toonde toetsing van deze getallen aan dat het succes van introductie onafhankelijk is van het doel- of brongebied (eiland of continent). Bovendien blijken zijn gegevens evenmin het vermoeden te bevestigen dat de grootte van het vasteland, of de identiteit ervan (al of niet concurrentiekrachtige soorten bevattend) de kans op succes bepaalt (intercontinentale introducties). Overigens bevatten deze gegevens geen intra-continentale introducties.

Toch zijn ook deze laatste voor het natuurbeheer van groot belang: om een soort te behouden, wordt deze vrijwel altijd naar een ander deel van hetzelfde continent overgebracht, vaak zelfs over korte afstand. Dit maakt een introductie - en het risico ervan - vergelijkbaar met de natuurlijke invasies van wilde soorten als gevolg van wisselingen in (klimatologische) leefomstandigheden. Regionaal en lokaal hebben invasies geen effect: doorgaans gaan ze ongemerkt voorbij, waarbij de kwalitatieve en kwantitatieve samenstelling van gemeenschappen voortdurend verandert en er niet door ontwricht raakt. Dit betekent dat intra-continentale introducties zonder noemenswaardig risico op plaagvorming uitgevoerd kunnen worden.

3. Is het risico voorspelbaar?

Voorspellingen over populatiegedrag na introductie moeten per soort afzonderlijk gedaan worden, uitgaande van de eigenschappen van de soort in samen-



hang met die van het milieu. Bovendien zijn gegevens nodig over het aantal malen dat een ecosysteem verstoord wordt door geïntroduceerde soorten in verhouding tot het totaal aantal introducties. Deze zijn echter moeilijk te krijgen doordat het doorgaans onbekend is hoeveel soorten niet of slechts in beperkte mate aanslaan. De ervaringen uit de biologische bestrijding, waar dit soort gegevens wel bekend zijn, tonen bovendien dat voorspellingen daar toch nog moeilijk te maken zijn.

Een andere mogelijkheid is om gemeenschappelijke eigenschappen te ontdekken van de plaagvormende soorten. Echter noch speciale morfologische (Simberloff, 1981) noch ecologische (Grime, 1986) eigenschappen blijken met plaagvorming samen te hangen.

Hiernaast kan men de ecologische eisen van een soort afleiden uit karakteristieken van het gebied van oorsprong en deze vergelijken met condities in het gebied van introductie. Tevens bepaalt men dan karakteristieken van de levenscyclus en van de demografie van de soort, alsmede de verspreidingscapaciteit en eventuele interactiemogelijkheden met andere soorten. Voorspellingen over het al of niet welslagen van introducties van wilde soorten zullen eveneens van dit soort informatie gebruik moeten maken (Opdam & Verboom, dit nummer) en tevens per soort gedaan moeten worden.

Tenslotte kan men zich afvragen of er misschien biotopen zijn die meer ingevoerde soorten opnemen dan andere? Zoals gezegd, houden de Huismus en de Spreeuw zich in Noord-Amerika speciaal op in de menselijke omgeving, wat een algemeen beeld lijkt te zijn. Gebruiksgrond voor land-, wegen- en stedebouw wordt hierbij bezet door die soorten die er ook in de landen van herkomst al aan waren aangepast.

Al deze gegevens duiden er op dat voorspellingen over het potentiële risico van plaagvorming van een geïntroduceerde soort moeilijk of niet te maken zijn, welke benadering men ook kiest.

Conclusies

De mogelijkheden om het risico van soortsinroducties te voorspellen zijn vooralsnog gering. Veel omtrent factoren die de kans op welslagen of het risico van plagen bepalen is nog onbekend. Om het risico van plaagvorming aanvaardbaar klein te houden, lijken intracontinentale introducties het meest geschikt, vooral waar het minder algemene soorten betreft, die soorten dus welken het liefst voor uitsterven wil behoeden.

Literatuur

- Barrett, S.C.H., 1989. Waterweed invasions. *Scientific American* 261: 66-73.
- Conolly, A.P., 1977. The distribution and history in the British Isles of some alien species of *Polygonum* and *Reynoutria*. *Watsonia* 11: 291-311.
- Cronk, Q.C.B., 1989. The past and present vegetation of St. Helena. *Journal of Biogeography* 16: 47-64.
- Ebenhard, T., 1988. Introduced birds and mammals and their ecological effects. *Viltrevy* 13: 1-107.
- Evenhuis, A. & J.C. Zadoks, 1990. Mogelijke gevaren van transgene planten voor wilde planten. Intern Rapport Landbouwhogeschool, Wageningen.
- Grime, J.P., 1986. The circumstances and characteristics of spoil colonization within a local flora. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 314: 637-654.
- Leader-Williams, N., 1988. Reindeer on South Georgia. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lindroth, C.H., 1957. The faunal connections between Europe and North America. Almqvist and Wiksell, Stockholm.
- Mayr, E., 1965. The nature of colonization in birds. In: *The genetics of colonizing species*. Academic Press, New York: 29 - 47.
- Simberloff, D., 1981. What makes a good island colonist? In: *Insect life history patterns: habitat and geographic variation*. Springer, New York: 195-205.
- Simberloff, D., 1986. Introduced species: a biogeographical and systematic perspective. In: *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. Springer, New York: 3-26.
- Simpson, D.A., 1984. A short history of the

introduction and spread of *Elodea* Michx in the British Isles. *Watsonia* 15: 1-9.

Williamson, M.H. & K.C. Brown, 1986. The analysis and modelling of British invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 314: 505-522.

Summary

The impact of introductions of species

This paper discusses risks brought to natural ecosystems by artificially introducing alien species. To this end, qualitative risks of the impact of such species are distinguished from quantitative risks, expressing the number of times this actually happens. This number, of course, has to be related to the total number of species introduced into an area or continent. These two kinds of risk together define the ecological risk as the probability of ecosystem disruption through the introduction of alien species. The next two points are 1. which factors are known to influence this risk, and 2. is it possible to reduce the effects of those factors. As risk results from the interplay of unique combinations of species properties relative to environmental variability, no single, generally occurring factor can be defined. Consequently, prediction through increased knowledge is not feasible, and risk reduction will remain beyond our management capacities in nature conservation.

Dr. R. Hengeveld
DLO-Rijksinstituut voor Natuurbeheer
Afdeling Landschapsecologie
Postbus 9201
6800 HB Arnhem