



Til Artsdatabanken  
7491 Trondheim

31.01. 2016

## Kommentar til metode for risikovurdering av fremmede arter 2017

*Kommentarene som gis her er gitt med hensyn til egnethet for risikovurdering av karplanter*

### Generelt

Artsdatabankens gjør et stort arbeid for samle og generere informasjon om fremmede arter i Norge. Fremmedartslisten med norsk svarteliste har vært et viktig grunnlag for utformingen av forskriften om fremmede organismer. For at forståelsen av framtidige risikovurderinger skal bli best mulig både hos forvaltningsmyndigheter og produsenter og brukere av planter er det nødvendig at metoden forklares og usikkerheter og nyanser synliggjøres. Dette kan jo også ha direkte konsekvenser for endringer i forskriften som har stor betydning for mange. Veilederen er grundig og omfattende, men er antagelig vanskelig tilgjengelig for mange på grunn av et nokså komplisert fagspråk. For å illustrere hvordan metoden brukes kunne den vært illustrert med noen konkrete eksempler.

### Usikkerhet og etterprøvbarehet

Selv om intensjonene bak metoden er meget gode, og metoden i prinsippet skal gi kvantitative og reproducerbare resultater, er det et problem at risikovurderingene av mange arter er basert på et meget begrenset grunnlag. Begrensninger i materialet er tydelig poengtert i kommentarer fra den forrige ekspertgruppen for karplanter i Gederaas et al. (2012). Metoden tar utgangspunkt i at vitenskapelig dokumentasjon skal brukes, med den åpner for stor grad av skjønn ved valg av verdier for de ulike kriteriene hvis ikke slik dokumentasjon finnes. Det er positivt at usikkerheten skal angis, men selv om usikkerhet er viet mye oppmerksomhet i den nye veiledningen skal det uansett velges nivåer for økologiske effekter og invasjonspotensiale. Hvordan et svakt eller manglende datagrunnlag egentlig påvirker valg av nivåer er vanskelig å se, utover at det vil ligge som bakgrunnsinformasjon. Usikkerheten vil ikke være til hinder for at et planteslag havner på svartelisten, snarere være en grunn til at den havner der.

På side 51 står det: «*Det er en rekke fordeler forbundet med kvantitative framfor kvalitative risikovurderinger. Den mest åpenbare er at metoden reduserer subjektiviteten som alltid inngår i eksperters skjønnsvurderinger. Resultatet er dermed både transparent, repeterbart og etterprøvbart. Beslutningstagere, interessegrupper eller andre eksperter kan derfor enkelt etterprøve hvilke vurderinger som er grunnlaget for risikokategorien til en gitt art*».

En kjede er som kjent ikke sterkere enn det svakeste ledd. Hvis det ligger stor grad av skjønn bak de enkelte kriterier for vurdering av en art blir ikke graden av skjønn mindre selv om skjønnnet tallfestes som input i en modell. Resultatet blir heller ikke nødvendigvis riktigere. Snarere tvert imot kan sprangene mellom de alternative verdiene som det må velges mellom føre til at en art lett havner i «feil» kategori. For karplanter er kunnskapsgrunnlaget når det gjelder økologiske effekter så begrenset at metoden først og fremst er et redskap for å vurdere og sortere arter etter beste skjønn på en standardisert måte (hvilket er viktig nok), og den bør ikke fremstilles som noe annet. Forutsetningen om at resultatene skal være både transparente, repeterbare og etterprøvbare er meget prisverdig. Selv om metoden aldri kan bli fullt ut etterprøvbart for personer som ikke har samme informasjon som ekspertgruppen (som ikke har vært på de samme stedene), kan de ved å få tilgang til datamaterialet og de referanser og merknader som er skrevet, se hvordan metoden har fungert. Dette er svært viktig fordi en styrket troverdighet vil gjøre samarbeidet med produsenter og plantebbrukere bedre og øke forståelsen for restriksjoner på enkelte planteslag.

### **Hovedprinsippet**

Hovedprinsippet bak metoden dvs at risikoen for negative økologiske konsekvenser av en fremmed art avhenger både av alvorlighetsgrad av effektene som forårsakes og invasiviteten til den fremmede arten (todimensjonal riskomatrise) er logisk. Kategoriene i matrisen er imidlertid ikke symmetriske som en skulle forvente hvis aksene tillegges lik vekst. Det mangler argumentasjon for kombinasjonen invasjon 2 x økologisk effekt 3 er satt i kategori høy risiko (H12,3), mens kombinasjonen invasjon 3 og økologisk risiko 2 er satt i kategori lav risiko. Produktene av disse er like.

### **Forekomster i sterkt endra natur**

Det er nyttig at det legges inn om informasjon om planten er funnet i sterkt endret natur, og at dette påvirker vurderingen av økologisk effekt. Ved estimering av forekomst og ekspansjonshastighet vil imidlertid tilfeldige forekomster på forstyrret mark/ skrotemark telle like mye som forekomster i naturlige vegetasjonssamfunn, selv om konkurranseforholdene er helt ulike. Siden det ved beregning av ekspansjonshastighet ikke skilles mellom naturlig spredning og spredning som kan tilskrives menneskelig aktivitet vil tilfeldige og kanskje midlertidige forekomster ha stor betydning. Eksempelvis vil en plante som etablerer seg fra hageavfall som er slengt i en veikant gis like stor vekt som en plante som har spredd seg inn i en skog ved hjelp av naturlige spredningsveier.

Det betyr at økende forekomst på forstyrrede arealer som industritomter, brakkmark, lagringsplasser, åkerkanter osv kan bli oppfattet som invasivitet selv om planten kanskje i liten grad vil overleve i et mer naturlig økosystem. Dette kan utgjøre en betydelig feilkilde og risiko for overestimering av invasjonspotensialet.

### **Estimering av invasjonspotensial**

Det påpekes at det er vanskelig å standardisere begrepet forekomst på tvers av artsgrupper. De av oss som ikke er kjent med teorigrunnlaget i demografi må se på rimeligheten og troverdigheten i måten forekomst, forekomstareal og utbredelsesområde brukes på i metoden. For planter som jo er relativt stasjonære og som har mange arter med svært begrenset spredningsevne synes det som at disse målene lett kan føre til overestimering av invasjonspotensialet, særlig når forekomster på forstyrrede arealer inkluderes. Hvert funn av en art skal multipliseres med 4 kvadratkilometer for å finne forekomstarealet, og deretter multipliseres med antatte mørketall (s. 26). Slik det fremstilles her vil funn

av en eneste plante kunne øke forekomstarealet med 16 til 64 kvadratkilometer avhengig av valg av mørketall. Valg av mørketall fremstår som svært viktig, men det mangler informasjon om hvordan de regnes ut.

### **Ekspansjonshastighet**

Det er bestemt at det er den største observerte eller sannsynlige ekspansjonshastigheten som skal benyttes ved risikovurderingen. Dette kan gi uheldige utslag. Antall nye funn av en art er ikke bare avhengig av spredningen, men også av innsatsen for å finne den. Det er derfor ikke utenkelig at ekspansjonshastigheten vil variere meget sterkt bare på grunn av tilfeldigheter.

Hvis grunnlaget for estimeringen av invasjonspotensial, uttrykt ved ekspansjonshastighet endres, f. eks ved at observasjoner fra et større antall personer inkluderes, vil dette kunne gi utslag på beregning av ekspansjonshastighet uten at bestanden nødvendigvis har økt. I ekspertgruppens kommentarer i Gederaas et al. (2012) påpekes nyhetens interesse som en viktig grunn til at det foretas innsamling av en art: «Fremmede planter blir svært ofte samlet første gang man finner dem i Norge eller i et nytt område, men sjelden senere. Dette justeres så godt som mulig ved hjelp av mørketall». Dette gir såpass klare indikasjoner på stor usikkerhet knyttet til populasjonsstørrelse og spredning at beregningen av ekspansjonshastighet og fastsettelse av terskelverdier for denne må gjøres med stor forsiktighet.

Det er lett å tenke seg at spesielle aksjoner kan føre til urimelige store sprang i ekspansjonshastigheten. Det kan også stilles spørsmål ved hvordan endret innsats bak innsamlingsarbeid og rapportering av funn vil slå ut for valg av mørketall, som jo må forventes å synke hvis innsatsen øker.

### **Økologiske effekter**

Det er bare negative økologiske effekter som skal vektlegges. Spørsmålet er i hvilken grad en effekt kan betraktes som negativ. Som eksempel kan nevnes betydningen av fremmede bærproduserende arter. Det er sannsynlig at de fører til at balansen av konsumet av bær på ulike arter forrykkes, men det er ikke nødvendigvis negativt hverken for planter eller dyr. I et føre var- perspektiv er det kanskje ikke urimelig at det blir betraktet som en potensiell negativ effekt. Det er likevel en ren antagelse hvis det ikke finnes dokumentasjon.

### **Føre var- prinsippet**

Når både invasjonspotensiale og økologisk effekt vurderes ut fra dette prinsippet fører det til at to verdier som ofte er overestimerte multipliseres med hverandre. Det kan gi urimelige utslag. I bakgrunnskapittelet er det vist til at 3 – 5 % av de introduserte artene av karplanter blir invasive (Fremstad et al. 2005). I lys av dette fremstår svartelisten 2012 som temmelig lang. Av 821 fremmede plantearter som antas å kunne reprodusere i norsk natur ble 71 plassert i kategori svært høy risiko, 64 i høy risiko (totalt 135 som er svartelistet). Det er grunn til å tro at disse tallene ikke bare skyldes økt spredning av fremmede plantearter, men også den sterke vektleggingen av føre var – prinsippet.

### **Regionale forskjeller og lokale effekter**

Det er positivt at regionale forskjeller for fremmede arter kommer tydeligere fram. De biogeografiske sonene blir for grov inndeling, siden effektene ofte er knyttet til naturtyper i begrensede områder. Det er derfor bra at det legges til rette for egendefinerte regioner. Siden hovedvurderingen baserer seg på den høyeste av de regionale vurderingene er det viktig at de regionale forskjellene synliggjøres. Effekter

på grunnlendt kalkmark i Oslo- området har vært avgjørende for at enkelte arter har havnet på svartelisten, selv om de ikke utgjør noe problem for øvrig. Dette gjelder f. eks syrin og gravbergknapp. Dette er arter med begrenset spredningsevne og som har blitt et lokalt problem fordi er satt ut i sårbare områder i forbindelse med hus- og hyttebygging, ikke fordi de har spredd seg dit over lange avstander.

### **Regionalt fremmede arter**

Det skal foretas risikovurdering av norske arter som betraktes som regionalt fremmede, men listen over de aktuelle artene er ikke klar. Norske treslag er det klart unntak for i loven, og det blir noe besynderlig å risikovurdere arter som i henhold til en ganske ny lov kan plantes i norsk natur uten å søke. Enda mer besynderlig blir det å risikovurdere andre norske plantearter hvis trær kan plantes uten å søke.

For landlevende planter ville det være mer hensiktsmessig å utrede problemstillingen ved å se på ulike typer av bruk og tilsiktet/utisiktet spredning i sammenheng og vurdere dette opp mot økologiske og samfunnsøkonomiske hensyn, fremfor å trekke norske arter inn i en risikovurdering av fremmede arter. Dette temaet er mer enn stort nok fra før.

Vennlig hilsen



Odd Arne Rognli  
Instituttleder



Per Anker Pedersen  
Førsteamanuensis