

Das Borstgras (*Nardus stricta* L.): In Hamburg stark gefährdet, anderswo problematischer Neophyt - das Beispiel Neuseeland ¹

von W. Daniel Kissling

Das Borstgras ist in Hamburg und in Teilen Deutschlands eine gefährdete Art mit starken Rückgangstendenzen. In anderen Teilen der Welt jedoch, z.B. in Neuseeland, ist die Art ein problematischer Neophyt und gefährdet die Diversität der einheimischen Flora. Im ersten Teil des Beitrags wird die Autökologie der Art, ihre Vergesellschaftungen und die Gefährdungssituation in Deutschland kurz dargestellt, im zweiten Teil wird dann auf die Invasionsökologie eingegangen, mit besonderem Blick auf Neuseeland, wo sich das Borstgras z.B. in temporären Feuchtgebieten innerhalb der dort vorherrschenden subalpinen Grasländer (tussock grasslands) ausbreitet, einheimische Arten zurückdrängt, und vermutlich den Wasserhaushalt dieser Lebensräume nachhaltig verändert. Während in Deutschland für den Erhalt des Borstgrases Schutzmaßnahmen wie z.B. die Offenhaltung der Landschaft durch Beweidung notwendig sind, werden in Neuseeland von der Naturschutzbehörde erste Bekämpfungsmaßnahmen gegen das Borstgras ausprobiert.

1 Einleitung

Invasive Arten stellen derzeit weltweit eine der wichtigsten Ursachen für die Veränderung der globalen Biodiversität dar (Mooney & Hobbs 2000; Sala et al. 2000). Während in Mitteleuropa invasive Arten eher eine geringere Rolle im Naturschutz spielen, sind Inselökosysteme, die sich über einen langen geologischen Zeitraum isoliert vom Festland entwickeln konnten, besonders durch invasive Arten gefährdet (Vitousek et al. 1997). Neuseeland ist dafür ein typisches Beispiel, und Naturschutz in Neuseeland dreht sich fast ausschließlich um das Problem und die Bekämpfung invasiver Tier- und Pflanzenarten, die der einheimischen neuseeländischen Tier- und Pflanzenwelt verheerenden Schaden zufügen (Craig et al. 2000; Williams & West 2000). Dass es aber invasive Arten gibt, die in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet bereits so selten sind, dass sie auf der Roten Liste stehen und dass Naturschutzmaßnahmen zu ihrem Erhalt ergriffen werden müssen, scheint paradox, wurde aber z.B. bereits für das Heidekraut (*Calluna vulgaris*) berichtet (Bannister 1994). Von einem dieser Beispiele soll dieser Beitrag handeln, dem Borstgras (*Nardus stricta*), das mittlerweile in weiten Teilen

¹ Ausarbeitung eines am 23.10.2003 gehaltenen Vortrages (Fachtagung „Problematische Neophyten in Hamburger Schutzgebieten - Leitlinien für die Praxis“, veranstaltet von der Stiftung Naturschutz Hamburg und dem Botanischen Verein zu Hamburg e.V.)

Deutschlands, und insbesondere in Hamburg, sehr selten geworden ist und bereits auf der Roten Liste steht, während es in anderen Teilen der Welt, z.B. in Neuseeland, ein Problem für den Naturschutz darstellt. Im Folgenden soll daher über die Ökologie des Borstgrases, Vergesellschaftungen und Rückgangsursachen in Europa kurz berichtet werden, um dann im zweiten Teil die Invasionsökologie der Art vorzustellen.

2 Ökologie des Borstgrases in Europa

2.1 Beschreibung

Das Borstgras (*Nardus stricta*) ist ein ausdauerndes, 10-50 cm hohes Gras, das dichte, graugrüne Horste mit kurzen, brettartigen Rhizomen bildet (Abb. 1). Die schmalen Blätter sind borstlich, die Blattspreiten sind aufrecht und steif (= stricta), und die Außenblätter stehen charakteristisch waagrecht ab (Aichele & Schwegler 1996). Der Blütenstand ist eine schmale Ähre mit bis zu 12 mm langen, schmal-lanzettlichen, einblütigen Ährchen, die einseitswendig in zwei Reihen kammartig abstehen (Chadwick 1960). Der Name des Borstgrases bezieht sich auf die borstenförmigen starren Halme (Conert et al. 1998).

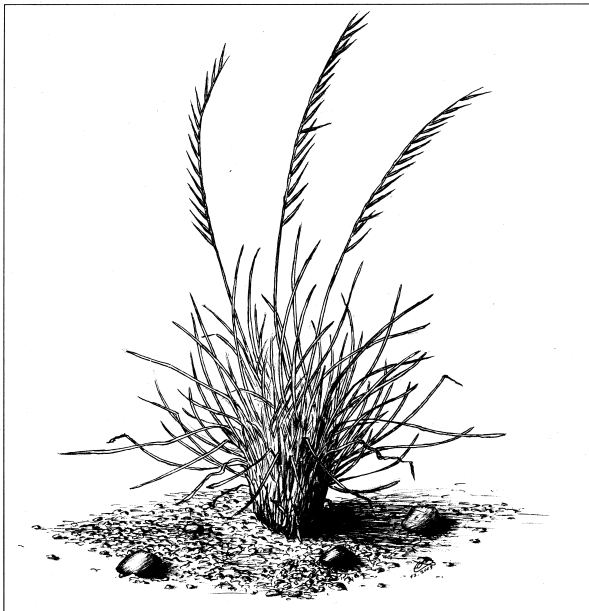


Abb. 1

Das Borstgras (*Nardus stricta* L.) bildet ausdauernde, dichte Horste, die zur Blütezeit kammartig abstehende Ähren tragen (Zeichnung: J. Weinberger).

2.2 Vorkommen

Das Borstgras kommt in einer Vielzahl von Lebensräumen vor, vor allem in Magerrasen, Schafweiden, Heideflächen, Mooren, auf moorigen Wiesen, und an der Küste in Dünentälern (Conert et al. 1998). Es bevorzugt saure und periodisch trockene Böden, und meidet kalkhaltiges Substrat. Das Borstgras wird vom Vieh gemieden und wird daher durch Beweidung als Weideunkraut gefördert und verbreitet. Infolgedessen ist es insbesondere auf extensiv beweideten Flächen kalkarmer Böden eine der erfolgreichsten Pflanzen (Ellenberg 1996). Zusätzlich wird es auch durch starke Begehung (Tritt) und lange Schneebedeckung begünstigt. Die Art findet sich im Tiefland, in den Mittelgebirgen, und im alpinen Bereich bis in eine Höhe von 3000 m, hat jedoch ihre Hauptverbreitung in der subalpinen Stufe zwischen 1000-2000 m (Chadwick 1960).

2.3 Verbreitung und Vergesellschaftung

Das Borstgras ist eine nordisch-subozeanisch-präalpine Art und kommt in fast ganz Europa vor (Chadwick 1960; Meusel et al. 1965). Im Süden ist es auf die höheren Gebirge begrenzt und findet sich auf der Iberischen Halbinsel, in Italien und auf dem Balkan. Im Osten gibt es Vorkommen im Kaukasus und in Russland bis zum Ural, im Norden in Norwegen und auf Island, und im Westen in England und Schottland (Conert et al. 1998). Es existieren einige isolierte Vorposten auf den Azoren (Hansen & Sunding 1993), in Nordafrika und Marokko (Conert et al. 1998), in Westsibirien am Baikalsee (Krasnoborov 2001) und in der Mongolei (Grubov 2001), wo das Borstgras möglicherweise nicht heimisch ist. In Mitteleuropa hat die Art vor allem drei Hauptverbreitungsschwerpunkte (Ellenberg 1996; Mertz 2000):

1. Borstgrasrasen in der subalpinen bis unteren alpinen Stufe der Alpen,
2. Borstgrasrasen und Bergheiden in der montanen Stufe der Mittelgebirge, und
3. Moore und Sandgebiete des nördlichen Tieflandes.

Die Vergesellschaftungen werden pflanzensoziologisch der Klasse Calluno-Ulicetea (Borstgrasrasen, Zwergstrauchheiden und Ginsterheiden) zugeordnet, wobei die Standorttypen 1. und 2. in die Ordnung Nardetalia strictae (Borstgrasrasen) und 3. in die Ordnung Ulicetalia minoris (Ginsterheiden, Heidekrautheiden und subozeanische Zwergstrauchheiden) eingestuft werden (Pott 1995; Wilmanns 1998). Die (sub)alpinen Borstgrasrasen sind magere Grastriften auf kalkarmem Lehm und steinigem Böden in 1000 bis 2000 m Höhe, die dem Verband Nardion strictae zugeordnet werden. Die montanen Borstgrasrasen sind bodensaure Magerrasen auf trockenen Standorten in 500 bis 1000 m Höhe und sind im Verband Violion caninae zusammengefasst. Die Vorkommen im planaren Tiefland sind einerseits feuchte Borstgrasrasen auf sauren Anmoorböden, die dem Verband Juncion squarrosi zugeordnet werden, andererseits

handelt es sich um Heidegebiete auf sandigen, trockenen, stark sauren Böden, die im Verband *Genistion pilosae* eingestuft sind (Pott 1995; Mertz 2000).

2.4 Entstehung und Rückgang der Borstgras-Gesellschaften

Die Borstgrasrasen und Sandheiden sind überwiegend anthropo-zoogener Natur mit Ausnahme der Bestände in den Alpen und auf wenigen Mittelgebirgskuppen. Ihre Entstehung verdanken sie der Rodung bodensaurer Waldgesellschaften und der nachfolgenden Beweidung der Flächen durch Schafe, Rinder und Ziegen (Wilmanns 1998). Die Beweidung spielt eine zentrale Rolle bei der Entstehung dieser Pflanzengesellschaften. Das Borstgras wird vom Vieh weitestgehend gemieden und ist relativ tritt-resistent. Dadurch kann es in beweideten Rasen kalkarmer Böden und in beweideten *Calluna*-Heiden zur Vorherrschaft gelangen (Ellenberg 1996). Andererseits braucht das Borstgras viel Licht und wird durch Beschattung zurückgedrängt. So können durch Düngung beispielsweise andere Arten gefördert werden und das Borstgras verschwindet schließlich (Ellenberg 1996). Verbuschung nach Nutzungsaufgabe hat einen ähnlichen Effekt.

Borstgrasrasen sind überwiegend Teile alter Kulturlandschaften, in denen die Extensivwirtschaft vorherrschte. Die wichtigsten Gefährdungsfaktoren dieser Rasengesellschaften sind Düngung (auch Luftstickstoff), Intensivierung, Aufforstung und Nutzungsaufgabe (Mertz 2000). Die meisten Borstgrasrasen mit Ausnahme der alpinen Flächen sind mittlerweile stark dezimiert, und damit „vom Aussterben bedroht“ (Pott 1995).

2.5 Gefährdungssituation in Hamburg und Deutschland

In Hamburg ist das Borstgras ein typisches Relikt ehemaliger Heidelandschaften mit starker Rückgangstendenz (Poppendieck et al. 2001). Um 1850 war es wohl noch überall häufig auf Sand- und Moorböden und ist wahrscheinlich schon im vorigen Jahrhundert durch den Nutzungswandel in diesen Gebieten stark zurückgegangen (Poppendieck et al. 1998). Heute ist es außerhalb der Naturschutzgebiete kaum mehr anzutreffen. Es existieren noch vier Hauptvorkommen in den Schutzgebieten Höltingbaum, Boberg, Duvenstedter Brook und Fischbeker Heide, sowie eine Anzahl kleinerer Relikt-vorkommen (Poppendieck et al. 2001; s. Abb. 2). Einige andere Arten der Borstgrasrasen sind in Hamburg bereits erloschen, so z.B. Katzenpfötchen (*Antennaria dioica*), Arnika (*Arnica montana*), Zierliches Labkraut (*Galium pumilum*) und Quendelblättriges Kreuzblümchen (*Polygala serpyllifolia*) (Poppendieck et al. 1998).

In der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Hamburgs (Poppendieck et al. 1998) wird das Borstgras als stark gefährdet eingestuft (RL 2). Damit sind Arten gemeint, die „erheblich zurückgegangen oder durch laufende menschliche Einwirkungen

erheblich bedroht sind“ (Schnittler & Ludwig 1996). Auch in anderen Bundesländern Deutschlands steht das Borstgras bereits auf der Roten Liste (Tab. 1).

Tab.1 Rote-Liste-Status des Borstgrases in den deutschen Bundesländern (aus: floraweb, Stand vom 30.04.2005, <<http://www.floraweb.de>>).

Bundesland	Status	Publikationsjahr
Hamburg	2	1998
Mecklenburg-Vorpommern	2	1992
Hessen	5	1996, Nachtrag 1999
Nordrhein-Westfalen	3	1999
Berlin	3	2001
Niedersachsen	(3)	?

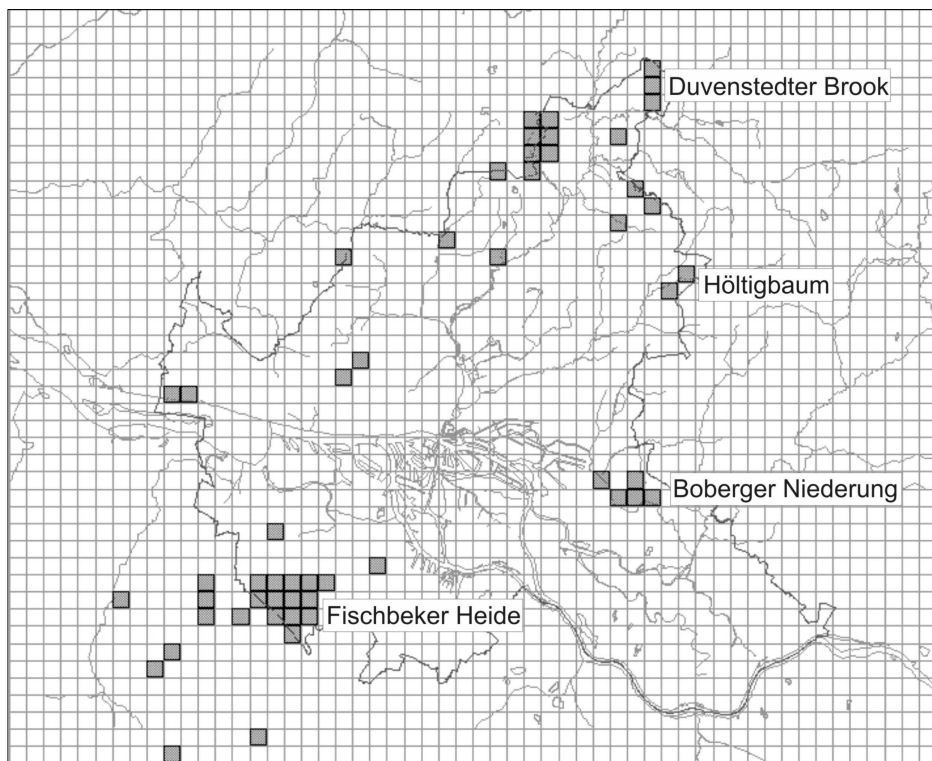


Abb. 2
Schwerpunkte der Verbreitung von *Nardus stricta* in Hamburg, dargestellt in einer 1 km - Rasterkarte (Quelle: Floristische Kartierung von Hamburg und Umgebung).

Korneck et al. (1998) schlagen vor, das Borstgras bundesweit in die Vorwarnliste aufzunehmen. Damit sind Arten gemeint, die „merklich zurückgegangen sind, aber aktuell noch nicht gefährdet sind“, so dass bei Fortbestehen der bestandsreduzierenden menschlichen Einwirkungen eine Einstufung in die Kategorie „gefährdet“ wahrscheinlich ist (Korneck et al. 1998). Bisher hat das Borstgras jedoch keinerlei Schutzstatus: Es ist weder in der Bundesartenschutzverordnung noch in der FFH-Richtlinie zu finden (s. <<http://www.floraweb.de>>, Stand vom 30.04.2005).

Als Gefährdungsursachen im Hamburger Raum werden insbesondere fehlende Neubildung geeigneter Standorte sowie Nährstoffeinträge genannt (Poppendieck et al. 1998). Die verbliebenen Restbestände des Borstgrases in Hamburg sind daher nur durch ständige Pflegemaßnahmen zu erhalten, wie z.B. die Offenhaltung der Landschaft durch Beweidung.

3 Invasionsökologie des Borstgrases

3.1 Weltweite Invasionsmuster

Das Borstgras wurde in zahlreiche andere Teile der Welt eingeschleppt. In den USA wird es vom amerikanischen Ministerium für Landwirtschaft als problematischer Neophyt („noxious weed“) aufgeführt und findet sich in den nordöstlichen Bundesstaaten Michigan, New York, Vermont, New Hampshire und Massachusetts, und in den nordwestlichen Bundesstaaten Idaho und Oregon (<<http://plants.usda.gov>>, Stand 30.04.2005). Im Bundesstaat Idaho, wo es in wechselfeuchten Bergwiesen vorkommt, wird zur Bekämpfung die Anwendung von nicht selektiven Herbiziden empfohlen (Callihan & Miller 2003). Des weiteren gibt es Nachweise aus dem nordöstlichen Kanada aus den Bundesstaaten Quebec, Neuschottland und Neufundland und von Grönland, jedoch existieren gegensätzliche Angaben darüber, ob das Borstgras in Neufundland und Grönland heimisch oder eingeschleppt ist (Chadwick 1960; Conert et al. 1998).

In Mittelamerika wurde das Borstgras auf Weideflächen in 3000-3300 m Höhe am Vulkan Turrialba in Costa Rica gefunden, vermutlich von Europäern mit Saatgrasmischungen für die Weidewirtschaft eingeschleppt (Pohl 1987). In einer argentinischen Monographie (Nicora 1978) wird das Vorkommen des Borstgrases für die Falkland-Inseln angegeben. Dieser Nachweis wird jedoch angezweifelt, da die Art von zahlreichen dort arbeitenden Botanikern nicht gefunden wurde und auch kein Herbarexemplar existiert.

Im süd pazifischen Raum existieren bisher Nachweise aus Tasmanien, wo das Borstgras in sumpfigen Bereichen am Mount Huxley in der Nähe von Queenstown im Westen von Tasmanien nachgewiesen wurde (J. Kirkpatrick, University of Tasmania, pers. Mitt. 2002). Außerdem wurde es nach Neuseeland eingeschleppt (Kissling et al. 2004).

3.2 Das Borstgras in Neuseeland

Verbreitung und Vorkommen

Die früheste Literaturangabe zum Vorkommen des Borstgrases in Neuseeland stammt von 1904, ohne dass hierzu Details genannt werden (Meusel et al. 1965). Der erste gut dokumentierte Nachweis stammt aus der Umgebung von Dunedin, Südinsel (Allan 1935). Edgar & Connor (2000) berichten, dass es auf dem vulkanischen Hochland der Nordinsel und lokal und verstreut auf der Südinsel vorkommt. Das spiegelt die aktuelle Situation jedoch nur unvollständig wider. Kissling et al. (2004) fassen alle erhältlichen Nachweise aus Herbarien, Datenbanken und privaten Quellen zusammen. Insgesamt sind derzeit 20 Fundorte bekannt, einer auf der Nordinsel, 18 auf der Südinsel, und einer von Chatham Island, einer Insel im Pazifik etwa 800 km östlich von Neuseeland. Auf der Südinsel stammen die meisten Nachweise aus Gebieten östlich des Hauptkamms der neuseeländischen Südalpen, wo die klimatischen Bedingungen trockener sind als auf der mit temperaten Regenwäldern bedeckten Westseite. Bevorzugt werden vor allem feuchte Böden in Weidegebieten und Grasländern, aber auch Feuchtgebiete und Moore. Die Flächen werden überwiegend mit Schafen beweidet. Aus den vorhandenen Nachweisen sind zusammenfassend drei Verbreitungsmuster erkennbar (Kissling et al. 2004):

1. Das Borstgras kommt hauptsächlich auf der Südinsel vor. Eine wahrscheinliche Erklärung hierfür ist, dass die klimatischen Bedingungen auf der Südinsel am ehesten den klimatischen Bedingungen des natürlichen Verbreitungsgebietes entsprechen.
2. Feuchte Böden sind das bevorzugte Habitat. Auch im natürlichen Verbreitungsgebiet kommt das Borstgras häufig auf wechselfeuchten Standorten vor, so z.B. in Großbritannien (Tansley 1939).
3. Beweidung und Weidewirtschaft sind oft mit dem Auftreten des Borstgrases korreliert. Diese Faktoren sind für das Vorherrschen des Borstgrases ebenfalls aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet bekannt (Grant et al. 1996).

Die meisten Nachweise sind jedoch sehr alt, und neuere Nachweise sind dringend erwünscht, um das Invasionspotential und die aktuelle Verbreitung des Borstgrases besser abschätzen zu können.

Die Situation am Lake Pukaki, Canterbury, Südinsel

Entlang der westlichen Seite des Lake Pukaki, Canterbury, Südinsel, in der semiariden Mackenzie-Hochebene östlich des Hauptkamms der Südalpen, hat sich das Borstgras etabliert und breitet sich aus (Kissling et al., im Druck). Es werden vor allem feuchte Senken innerhalb der dort landschaftsprägenden, halbnatürlichen subalpinen Grasländer besiedelt (mit den physiognomisch dort vorherrschenden, einheimischen Horstgräsern der Gattungen *Chionochloa* und *Festuca*, s. Abb. 3). Dazu gehören Ufer von

Bergseen („tarns“), subalpine Moore, feuchte Mulden und zeitweilig trockenfallende, kleinflächige Feuchtgebiete („ephemeral wetlands“), aber auch feuchte und sumpfige Böden innerhalb der Grasländer und entlang von Straßengräben. Das Borstgras ist hier häufig dominant und bildet teilweise sehr dichte, einförmige, oft artenarme Bestände aus (Kissling et al., im Druck).

Potentielle ökologische Auswirkungen

Bisher existieren kaum wissenschaftliche Untersuchungen über die ökologischen Auswirkungen der Borstgrasinvansion in Neuseeland. Prinzipiell können zwei Kategorien von ökologischen Auswirkungen invasiver Arten unterschieden werden (Williamson 1996): Biologische Invasionen können sich

1. auf die Biodiversität auswirken, indem invasive Arten z.B. direkt mit anderen Arten konkurrieren, andere Arten verdrängen, zum (lokalen) Aussterben anderer Arten führen oder die Struktur und Zusammensetzung der Vegetation verändern,
2. auf Ökosystemprozesse auswirken, indem invasive Arten z.B. den Energie- und Stofffluss in Ökosystemen oder aber Sukzessionsabläufe verändern.

Beide Kategorien spielen bei der Borstgrasinvansion in Neuseeland sehr wahrscheinlich eine Rolle. Die dichten Borstgrasbestände führen zur Verdrängung, evtl. sogar zum lokalen Aussterben einiger Arten (Kissling et al., im Druck). Dies ist insbesondere problematisch, weil sich die besiedelten temporären Feuchtgebiete durch hohe Diversität, Seltenheit und Einzigartigkeit einheimischer Pflanzenarten auszeichnen (Johnson 1994; Johnson & Jackson 1999; Johnson & Rogers 2002; Kissling et al. 2004). Andererseits könnte die Borstgrasinvansion auch den Stofffluss dieser Ökosysteme verändern, indem das Borstgras z.B. die Hydrologie der Moore und Feuchtgebiete langfristig beeinflusst. Dazu existieren aber bisher keine wissenschaftlichen Untersuchungen.

4 Schlussfolgerungen

Die Problematik der Borstgrasinvansion in Neuseeland wird zunehmend von der dortigen Naturschutzbehörde erkannt. So laufen derzeit erste wissenschaftliche Untersuchungen an, um die Langzeitauswirkungen der Borstgrasinvansion abschätzen zu können (J. Comrie, Department of Conservation Twizel, pers. Mitt. 2004). Andererseits werden in Neuseeland erste Bekämpfungsmaßnahmen gegen das Borstgras durch Einsatz von Herbiziden ausprobiert (G. Loh, Department of Conservation Dunedin, pers. Mitt. 2002). Der Einsatz von Herbiziden könnte insbesondere dann erfolgversprechend sein, wenn es sich um kleine Flächen mit nur wenigen Borstgrashorsten handelt. Von großflächigen Herbizidbehandlungen, die im neuseeländischen Naturschutz nicht sel-



Abb. 3

Bestand des Borstgrases (*Nardus stricta* L.) westlich des Pukaki-Sees (Canterbury, Südsinsel Neuseelands).

ten gegen invasive Pflanzenarten eingesetzt werden, ist abzuraten, da deren Wirkungen auf die anderen Arten schwer abzuschätzen sind. Derzeit sind jedoch keine anderen Methoden bekannt, mit denen die Borstgrasinvansion aufgehalten werden könnte. In Deutschland dagegen sind viele Borstgrasbestände im Rückgang begriffen und können nur durch die Offenhaltung der Landschaft, z.B. durch Beweidung, erhalten werden (Pott 1995; Poppendieck et al. 1998; Ellenberg 1996; Mertz 2000). Vergleichende Studien zur Ökologie des Borstgrases in Europa und Neuseeland könnten dazu beitragen, die dem Rückgang bzw. dem Vordringen der Art zugrunde liegenden Prozesse der Populationsdynamik besser zu verstehen. Dieses Wissen wäre hilfreich, um einerseits Borstgrasrasen in Europa zu erhalten und um andererseits Methoden zur natur- und umweltverträglichen Bekämpfung des Borstgrases in Neuseeland zu entwickeln.

5 Literatur

- Aichele, D. & Schwegler, H.-W. (1996): Die Blütenpflanzen Mitteleuropas Band 5. Stuttgart: Franckh-Kosmos.
- Allan, H. H. (1935): Additions to the alien flora of New Zealand. Transactions and Proceedings of the Royal Society of New Zealand 65, 1-8.

- Bannister, P. (1994): Upon this blasted heath. New Zealand J. Ecology 18, 83-86.
- Callihan, R. H. & Miller, T. W. (2003): Idaho's noxious weeds. Idaho: University of Idaho.
- Chadwick, M. J. (1960): *Nardus stricta* L.. J. Ecology 48, 255-267.
- Conert, H. J., Jäger, E. J., Kadereit, J. W., Schultze-Motel, W., Wagenitz, G. & Weber, H. E. (1998): Gustav Hegi - Illustrierte Flora von Mitteleuropa Band 1 Teil 3 Spermatophyta: Angiospermae: Monocotyledones 1 (2) Poaceae (Echte Gräser oder Süßgräser). Berlin: Parey.
- Craig, J., Anderson, S., Clout, M., Creese, B., Mitchell, N., Ogden, J., Roberts, M. & Ussher, G. (2000): Conservation issues in New Zealand. Annual Review of Ecology and Systematics 31, 61-78.
- Edgar, E. & Connor, H. E. (2000): Flora of New Zealand Vol. V: Gramineae. Lincoln: Manaaki Whenua Press.
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Stuttgart: Ulmer.
- Grant, S. A., Torvell, L., Sim, E. M., Small, J. L. & Armstrong, R. H. (1996): Controlled grazing studies on *Nardus* grassland: effects of between-tussock sward height and species of grazer on *Nardus* utilization and floristic composition in two fields in Scotland. J. Applied Ecology 33, 1053-1064.
- Grubov, V. I. (2001): Key to the vascular plants of Mongolia. Enfield: Science Publishers.
- Hansen, A. & Sunding, P. (1993): Flora of Macaronesia: Checklist of vascular plants. Sommerfeltia 17.
- Johnson, P. & Rogers, G. (2002): Ephemeral wetlands and their turfs in New Zealand. Landcare Research Contract Report LC0102/051. Dunedin, Landcare Research.
- Johnson, P. N. (1994): Glenmore Moraines, Tekapo: botanical report. Landcare Research Contract Report LC 9394/76. Dunedin, Landcare Research.
- Johnson, P. N. & Jackson, R.J. (1999): Glenmore, Lake Tekapo: wetland classification. Landcare Research Contract Report LC 9900/016. Dunedin, Landcare Research.
- Kissling, W.D., Schnittler, M., Seddon, P.J., Dickinson, K.J.M. & J.M. Lord (2004): Ecology and distribution of *Nardus stricta* L. (Poaceae) - an alien invader into New Zealand. New Zealand Natural Sciences 29, 1-12.
- Kissling, W.D., Schnittler, M., Seddon, P.J., Dickinson, K.J.M. & Lord J.M. (im Druck): Invasion ecology of the alien tussock grass *Nardus stricta* (Poaceae) at Lake Pukaki, Canterbury, New Zealand. New Zealand J. Botany 43.
- Korneck, D., Schnittler, M., Klingenstein, F., Ludwig, G., Takla, M., Bohn, U. & May, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Schriftendr. für Vegetationskunde 29, 299-444.
- Krasnoborov, I. M. (2001): Flora of Siberia. Enfield: Science Publishers.
- Mertz, P. (2000): Pflanzengesellschaften Mitteleuropas und der Alpen. Landsberg: ecomed.
- Meusel, H. E., Jäger, E. J. & Weinert, E. (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Jena: Fischer.
- Mooney, H. A. & Hobbs, R. J. (2000): Invasive species in a changing world. Washington: Island Press.
- Nicora, E. G. (1978): Flora Patagonica, Parte III: Gramineae. Buenos Aires: Colección Científica del Inta.
- Pohl, R. W. (1987): *Nardus stricta* and *Eleusine multiflora* (Gramineae) new to Mesoamerica. Revista de Biología Tropical 35, 147-149.
- Poppendieck, H.-H., Brandt, I. & v. Prondzinski, J. (2001): Die vom Aussterben bedrohten, stark gefährdeten und sehr seltenen Farn- und Blütenpflanzen von Hamburg. Arbeitsatlas, Stand November 2001. Hamburg: ad fontes.
- Poppendieck, H.-H., Kallen, H. W., Brandt, I. & Ringenberg, J. (1998): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen von Hamburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg 48: Hamburg.
- Pott, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Stuttgart: Ulmer.
- Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. & Wall, D. H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287, 1770-1774.

- Schnittler, M. & Ludwig, G. (1996): Zur Methodik der Erstellung Roter Listen. *Schriftenr. für Vegetationskunde* 28, 709-739.
- Tansley, A. G. (1939): *The British Islands and their vegetation*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmánek, M. & Westbrooks, R. (1997): Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand J. Ecology* 21, 1-16.
- Williams, J. A. & West, C. J. (2000): Environmental weeds in Australia and New Zealand: issues and approaches to management. *Austral Ecology* 25, 425-444.
- Williamson, M. (1996): *Biological invasions*. London: Chapman & Hall.
- Wilmanns, O. (1998): *Ökologische Pflanzensoziologie*. Wiesbaden: Quelle und Meyer.

Anschrift des Verfassers

W. Daniel Kissling
Institut für Zoologie, Johannes-Gutenberg-Universität
Becherweg 13
55099 Mainz
<danielkissling@web.de>