

公益財団法人国土地理協会平成 27 年度学術研究助成

黄砂発生地域の拡大を抑制する環境修復型放牧に関する研究

研究成果報告書

研究代表者：川田清和（筑波大学生命環境系）

共同研究者：乌云娜（大連民族大学）

目次

1 はじめに	1
2 調査地概要	3
3 方法	4
4 結果	6
5 考察	11
6 まとめ	13
7 謝辞	13
8 引用文献	13

1 はじめに

ユーラシア大陸を東西約 1 万キロにわたって広がるステップ地帯では、現在も現地住民による伝統的放牧が行われている。その利用の歴史は長く、伝統的放牧は紀元前から続いてきた。かつては各地で勢力を持つ部族スケールで蓄積した経験に基づいたルールを定めて放牧を続けていたが、やがてそれらの勢力は国家に属するようになり、新たに農耕としての草原利用が各地で始まるようになった。ユーラシアステップには広大な草原が広がっているが、多様な文化を持つ民族が広がる人間環境や地形や地質などの自然環境は一様ではないため土地の利用方法は国ごとに異なっている。ユーラシアステップの西側にあるウクライナでは、肥沃な黒色の土壌であるチェルノーゼムが広がっており、この土壌が持つ高い肥沃度を利用した耕作地が広がっている。国土の大半がユーラシアステップに属する中央アジアのカザフスタンでは、カザフ族を中心として伝統的放牧を行っていたが、ソ連時代に農耕文化圏のウクライナから大量の移民が移動して来たため、ステップは広大な耕作地へと転換された。モンゴルではソ連と中国の影響を受けて農耕地を広げつつも伝統的な放牧が続けられてきたが、1990年代の市場経済化に伴って牧畜業による収益を増やすために牧民は家畜の飼育頭数を増加した。ユーラシアステップの東側にある中国内蒙古自治区では、中華人民共和国成立後に南方から来た漢民族の移住によって草原から耕作地への転換が進んだ。また、世界最大の人口を支えるための効率的な家畜生産を行うために放牧頭数を増やし、所有する家畜を牧民が集めて同時に放牧する集約的な放牧が行われている。特に中国では人口増加による農業生産に対する需要が高いことと、機械化による合理的な農業生産体系への変化が急速に進んでいる。このようにユーラシアステップを俯瞰すると、国ごとに異なる草原利用体系が存在することが見えてくる。

ユーラシアステップの各地で行なわれている土地利用は多様であるが、その際に問題視されるのが砂漠化である。砂漠化のような地球規模の環境問題は、砂漠化が発生している地域だけでなく国境を越えた国際的な問題を生じる。私たち日本も例外ではなく、東アジア地域で問題となっているのは春季に発生する黄砂問題である。大陸性気候に属する中央アジア地域では、冬季から春季にかけて発生する高気圧によって海洋側に向かう季節風を発生させ、これにより発生した強風は、中央アジアと太平洋を結ぶ場所に位置するモンゴルや中国において、植被の少ない場所を中心に土壌侵食を発生させる(Zhao et al. 2006, Kawada et al. 2011)。同時に侵食された土壌のうち粒径の細かいものは長距離輸送される。これが黄砂となり、中国沿岸の都市部や韓国、日本にまで影響を及ぼしている。北東アジア諸国の黄砂による経済的損失は、中国が約 8,100 億円/年、韓国が約 4,000 億円/年、モンゴルが約 4,770 万円/年にも達する(伊藤 2009)。日本においても黄砂を原因とした健康被害や農牧業への影響が懸念されており、北東アジア諸国における国際的環境問題となっている。砂漠化が国家の解決課題となっている中国では、黄砂問題を解決すべく巨額の予算をかけた国家プロジェクトを立ち上げているが、現在までに有効な対策がない。これだけの大きな被害をもたらす環境問題であるにもかかわらず、根本的な解決手段が見出されていないのが現状である。

黄砂被害拡大の主な要因はステップ地帯の砂漠化であり、砂漠化の原因には複合的要因が関係しているが、人為的な要因による影響が大きい。とくに砂漠化の原因として問題視さ

れているのが過放牧である(Ren et al. 2012). この現状を反映するように、草原資源の持続的な利用を目指して、これまで多くの研究で放牧に対する植生の応答に関する研究が行われている (Bazha et al. 2012, Fernandez-Gimenez and Allen-Diaz 1999, Hoshino et al. 2009, Sasaki et al. 2005, Van Staalduinen et al. 2007, Wesche et al. 2010). 過放牧は、家畜による植物の利用量が草原の植物現存量を上回ったときに生じる状態である. すなわち家畜の喫食量と草原の生産量という 2 つのパラメータが関係しており、家畜の喫食量が増加し、草原の生産量が減少していることが問題の基本的構造である. とくに近年、市場への食肉供給やカシミア産業への原料供給の需要が増加しているため、ヒツジとヤギの飼育頭数も上昇傾向にあり、家畜の喫食量は今後も増加することが見込まれている (Lkhagvadorj et al. 2013).

また、中国における草原生態系の劣化も黄砂問題に大きく関係している (Kang et al. 2007). 中国内蒙古自治区中部にあるシリングル草原に住むステークホルダーによれば、1980年代は腰ぐらゐまであった草丈が、現在では足首ぐらゐの草丈になったことを証言していた. 中国内蒙古自治区の北部にあるフルンボイル草原やモンゴル国トブ県の草原に住むステークホルダーも同様に証言していた. このような草原の純生産量は現存量にしておよそ 100 g m^{-2} であり、ステップの現存量調査の結果でも同様の生産量であったことが報告されている (Hayashi et al. 2006, Kawada et al. 2008, Kawada et al. 2015). このことから、ステークホルダーが証言している草原がユーラシア大陸で広がっている現状を裏付けている. このような草原の純生産量は低いまま維持される原因として、降水量や放牧の影響が大きいことがこれまでの研究によって示されている. 草原が分布する半乾燥地では、植物の生育は水によって制限される. そして半乾燥地はもともと雨が少いため、降水量の年変動率が大きくなる. そのため草原の生産量も大きく変動すると予想できるが、降水量の多い年もあることを考えると恒常的に生産量が少ない状況を説明することができない. また、草原の植物は放牧の影響によって地上部が喫食されているため、草原の潜在的な純生産量を知ることは難しい. しかしながら、ステークホルダーは草原の状態が悪化しないように広大な草原を使い分け、草丈の低い場所での放牧利用を制限することで草原の状態を回復させる工夫を行っており、放牧の影響もまた生産量が少ない状況を説明することは難しい. すなわち、実際に草原を利用して来たステークホルダーの証言は、降水量と放牧という環境要因とは別の要因が草原の生産量に関係していることを示唆しており、その部分を填補することによって回復する可能性を持つと考えられる.

一般的に草原の植物を支えている支持基盤は土壌であり、土壌に含まれる養分が植物の生産量に関係している. 土壌中の養分は生態系における物質循環の一部であり、植物と土壌が互いに支え合うことで維持されている. もともと草原は乾燥・半乾燥地に分布する生産力が低い生態系であり、その生態系を維持するために放牧を中心とする伝統的な農業によって草原を利用し続けてきた. 現在、温帯草原の 45.8%が人間活動のために利用され、生物多様性および生態系サービスの損失リスクが最も高いバイオームの 1 つであると報告されている (Hoekstra et al. 2005). そのような場所で大規模かつ生産性を高めた農業活動を行えば、植物の成長に必要な資源への依存度が増えるため、これまで維持されてきた草原の資源枯渇が危惧される. とくに草原の植物の成長に必要な資源の大半は土壌に保たれているため、資源の過度な利用により土壌中の資源枯渇が生じることが予想される. そこで本研究は、

植物の生長に必要な土壌中の養分が年々減少しているため草原の生産量が回復しないという仮説を提唱し、生産力の回復も目指した修復処理による草原の植物群落への影響を検証した。

北東アジア地域の黄砂発生源となっている砂漠化した土地を修復することは北東アジア地域における環境問題の最重要課題であり、現状をこれ以上悪化させないためにも早急に取り組むべき問題である。一方で、Global Biodiversity Outlook 3 (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2010)が指摘する生物多様性へ負荷の低減を考慮に入れて増産を達成するためには、化学肥料の過剰投与等の化学的農業技術の適用に検討を加えながら生態系への負荷の低減を図らねばならず、砂漠化防止と農業生産の向上を備えた実践的環境修復手法の開発が喫緊の課題となっている。本研究はこの問題に対して有効な環境修復手法を開発し、さらに牧民の収入を向上できる合理的管理方法を提案するものである。本研究は、最適な施肥量が草原の生産性と生態学的機能性の両方を回復するという仮説のもとモンゴル草原においてリン酸および窒素の操作試験を行い、北東アジアの黄砂発生地帯における砂漠化防止と農業生産の向上を備えた実践的環境修復手法の開発を目的とする。

2 調査地概要

本研究は中国内蒙古自治区呼倫貝爾市（フロンバイル市）新巴爾虎（新バルク）右旗（以下、新右旗）周辺の草原地帯において実施した。新右旗は中国東北部（東経 115° 31′-117° 43′、北緯 47° 36′-49° 50′）に位置し、ロシアとモンゴルに接している行政区である。内蒙古自治区の中でもモンゴル族の比率は高く、内蒙古自治区の人口に対するモンゴル族の割合が 18.6%であるのに対して、新右旗全体では人口の 82%をモンゴル族が占めている。調査地周辺の年平均気温は 2°C、年降水量は 300mm で、ステップ気候に属し、土壌はカスタンノーゼムである(Lu et al. 2013)。新右旗における産業の中心は放牧や農耕などの第一次産業であり、利便性の良さから主に都市部周辺で農牧業が行われている。特に新右旗周辺では放牧による影響が大きいため地上部現存量が少ない。また、イネ科植物ではなくネギ属植物が優占した退化草原が広がっている (Kawada et al. 2008, Lu et al. 2013)。

調査は新右旗周辺において代表的な 3 つのタイプの草原で行った。それぞれの草原タイプは *Stipa krylovii*-*Leymus chinensis* (S-Le) 草原・*Stipa krylovii*-*Allium polyrhizum* (S-Al) 草原・*Stipa krylovii*-*Artemisia adamsii* (S-Ar) 草原である。S-Le 草原は、ユーラシア草原に広く分布するイネ科ハネガヤ属の *Stipa krylovii* とイネ科シバムギモドキ属の *Leymus chinensis* が 2015 年の調査時に優占していた草原である。S-Le 草原では 1 年ごとに放牧を行わない輪牧が行われており、2015 年は放牧を行っていなかったが、2016 年は放牧を行っていた。そのため放牧強度は年変化するものの、放牧圧は高くない場所であると判断される。S-Al 草原は、*Stipa krylovii* とヒガンバナ科ネギ属の *Allium polyrhizum* が 2015 年の調査時に優占していた草原である。S-Al 草原では禁牧を行っておらず、一年を通して自由に放牧ができる環境である。2015 年の調査後に牧民が移動して来たため一時的に調査地周辺の攪乱強度が上がったが、2016 年の調査開始までに牧民は別の場所に移動していたため、調査期間中の放牧による攪乱強度は 2015 年の調査前と同程度と見なされる。

しかしながら S-Le 草原よりは放牧強度が高い環境であると判断される。S-Ar 草原は、*Stipa krylovii* と *Artemisia adamsii* が 2015 年の調査時に優占していた草原である。S-Ar 草原は禁牧を行っておらず、近くに集落があるためほかの草原タイプに比べて放牧強度が高いと考えられる。すなわち、本研究における調査地は放牧強度に沿って S-Le 草原、S-Al 草原、S-Ar 草原に変化すると考えられる。しかしながら牧民の放牧行動は不規則であるため、各草原タイプの正確な放牧密度などは説明できない。

3 方法

3.1 修復処理区的设计

草原の群落構造を明らかにするため、植生調査を 2015 年 7 月および 2016 年 7 月に実施した。各タイプの草原において 1 m × 1 m の植生調査枠を 40 プロット設置し、枠の四隅にラベルテープを付けた釘をマーカーとして打ち込んだ。そのため 2015 年と 2016 年の調査枠は対応関係を保っている。先行研究によって内蒙古自治区の草原地帯における総一次生産は窒素とリン酸によって制限されていることが指摘されていたため、本研究では窒素とリン酸を用いた修復処理を行った。40 個のプロットは 5 プロットを 1 ブロックとした 8 つのブロックに分割し、修復処理として硫酸（窒素 21%）と重過リン酸石灰（可溶性リン酸 42%）を用いた。処理の前後で修復処理の影響を比較するため、試験区的设计には乱塊法を用いた。各ブロックは、対照区（CT 区）、窒素 25 g m⁻² とリン酸 0 g m⁻² の P(0)区、窒素 25 g m⁻² とリン酸 10 g m⁻² の P(10)区、窒素 25 g m⁻² とリン酸 20 g m⁻² の P(20)区、窒素 25 g m⁻² とリン酸 30 g m⁻² の P(30)区の 5 つのプロットで構成される。窒素とリン酸の処理量は、硫酸に含まれる窒素含有率と重過リン酸石灰に含まれる可溶性リン酸含有率から計算した。硫酸と重過リン酸石灰による修復処理は、2015 年 7 月の植生調査後に行った。

3.2 植生調査

調査枠内に出現したすべての植物種名を記録した。現地調査の段階で不明な種類については植物標本にして持ち帰り、研究室で同定を行った。種名の同定には内蒙古植物誌を用いた(Ma et al. 1992, Ma et al. 1994, Ma et al. 1998, Ma et al. 1989, Ma et al. 1990)。また、種ごとに被度と最大植物高を記録した。本研究では被度の測定基準として Penfound 法を用いた(Penfound and Howard 1940)。Penfound 法の被度階級は 6 段階あり、それぞれの階級値の定義は、+ : 1%以下、1' : 1%から 5%以下、1 : 5%から 25%以下、2 : 25%から 50%以下、3 : 50%から 75%以下、4 : 75%から 100%以下である。

3.3 現存量調査

すべてのプロットにおける現存量推定を行うため、3 つの草原タイプにおいて地上部刈り取り用となる 1 m × 1 m の刈り取り枠を設置し、地上部現存量調査を行った。刈り取り枠において植生調査を実施した後、枠内に出現したすべての種類の地上部について地際から刈り取って種ごとに紙袋に入れて回収した。回収した植物体は紙袋に入れたまま乾燥器に入れ、80°C で 24 時間以上乾燥させた。乾燥後に乾燥器から紙袋を取り出し、紙袋に植物体が入ったままの重量を測定し、その後に紙袋だけの重量を測定した。この重量差を求める

ことで植物体地上部の乾燥重量を種ごとに明らかにした。次に、種ごとの現存量と体積値との関係を明らかにした。植生調査によって得られた被度と最大植物高の乗算値から各植物の体積値を求めるため、被度を階級値の中央値に変換した。すなわち、1 m × 1 m の調査枠における Penfound 法の被度階級は、+ : 50 cm², 1' : 300 cm², 1 : 1500 cm², 2 : 3750 cm², 3 : 6250 cm², 4 : 8750 cm² という面積値に変換される。面積値と最大植物高は同じ単位であるため計算が可能になり、面積×高さによって体積値を求めることができる。

3.4 SPAD 調査

修復処理による植物への質的影響を明らかにするため、処理後 1 年が経過した 2016 年に葉に含まれる葉緑素量を指標する SPAD 値を測定した。葉緑素の測定には葉緑素計 SPAD-502Plus (KONICAMINOLTA, Japan) を用いた。2016 年の調査時に各草原タイプにおいて優占していた種を対象とし、S-Le 草原では *Stipa krylovii* と *Leymus chinensis*, S-Al 草原では *Stipa krylovii* と *Allium polyrhizum*, S-Ar 草原では *Stipa krylovii* と *Allium ramosum* を測定対象種とした。SPAD 値の測定は調査枠ごとに行い、枠内に出現する異なる 3 個体で行った。

3.5 全窒素・全炭素含有率調査

修復処理による全窒素・全炭素への影響を明らかにするため、処理後 1 年が経過した 2016 年に S-Le 草原では *Stipa krylovii* と *Leymus chinensis*, S-Al 草原では *Stipa krylovii* と *Allium polyrhizum*, S-Ar 草原では *Stipa krylovii* と *Allium ramosum* を各プロットから採集した。サンプルは乾燥器によって 80°C で 24 時間以上乾燥後粉碎し、NC Analyzer (NC-220F, Shimadzu Corporation, Japan) によってサンプルに含まれる全窒素・全炭素含有率を測定した。

3.6 土壌調査

修復処理による土壌環境への影響を明らかにするため、処理後 1 年が経過した 2016 年に各プロットから土壌を採集し、草原タイプごとに修復処理による土壌の酸性度 (pH), 電気伝導度 (EC), 硝酸態窒素含量 (NO₃-), 水溶性リン酸含量 (P₂O₅) の変化を明らかにした。土壌サンプラー (WLS5000, Isis, Japan) を用いて、表層から深さ 5 cm までの土壌をプロット内 5 か所から採集した。土壌は紙袋に入れて持ち帰り、直射日光のない風通しの良い場所で開封後、24 時間以上乾燥させた。乾燥後の土壌は 2 mm メッシュのふるいを通して礫や根を取り除き、風乾細土を作成した。土壌の pH, EC, TDS, Salt の測定には、PCS-Testr35 (Eutech, Singapore) を用いた。NO₃- の測定には、LAQUAtwin B-742 (HORIBA, Japan) を用いた。P₂O₅ の測定には HI-713 (HANNA instruments, USA) を用い、簡易測定用試薬と簡易吸光度計を用いた畑土壌分析マニュアル ((独) 農研機構・中央農業総合研究センター 土壌肥料研究領域) にしたがった。

3.7 統計処理

修復処理が種組成に及ぼす影響を明らかにするため、PC-ORD ver. 6.0 (MjM Software, USA) を用い、多変量解析を行った。多変量解析には 2015 年および 2016 年のすべての種

の推定現存量データを用い、DCA法によって種および地点の解析を行った。推定現存量の算出と修復処理が推定現存量・SPAD・土壌中の全炭素量および全窒素量・土壌理化学性に及ぼす影響を明らかにするため、IBM SPSS Statistics version 22 (IBM Corporation, USA)を用い、統計処理を行った。現存量の算出には、現存量調査を行った調査枠内の種ごとの体積値と地上部現存量について草原タイプごとに回帰分析を行った。その結果、すべての草原タイプにおいて有意な関係性を示す回帰直線が得られた(表 1)。そこで草原タイプごとに求めた回帰式を用いて、すべてのプロットにおける現存量推定を行った。修復処理による推定現存量・SPAD・土壌中の全炭素量および全窒素量・土壌理化学性への影響を明らかにするため、草原タイプごとに修復処理による現存量の変化を比較した。修復処理の効果はCT区に対する変化を比較するため、CT区と各処理について対応のない2群比較を行った。統計処理の前処理として正規性の検定と等分散性の検定(Levene検定)を実施した。その結果、比較するデータの正規性と等分散性が認められた場合はt検定を用い、正規性と等分散性が認められなかった場合はU検定を用いた。

4 結果

4.1 種組成

2015年のS-Le草原では22種(うち不明種3種)が出現した。プロットあたりの平均出現種数および標準偏差は 9.3 ± 1.7 種で、40個の調査枠で80%以上の頻度で出現した種は *Stipa krylovii* (出現頻度: 100.0%)、*Carex korshinskyi* (100.0%)、*Cleistogenes squarrosa* (100.0%)、*Astragalus galactites* (90.0%)、*Leymus chinensis* (90.0%)、*Artemisia frigida* (90.0%)であった。2015年のS-AI草原では22種(うち不明種1種)が出現した。プロットあたりの平均出現種数および標準偏差は 9.3 ± 1.5 種で、40個の調査枠で80%以上の頻度で出現した種は *Stipa krylovii*(100%)、*Allium polyrhizum*(100.0%)、*Carex korshinskyi* (100.0%)、*Cleistogenes squarrosa* (97.5%)であった。2015年のS-Ar草原では19種(うち不明種3種)が出現した。プロットあたりの平均出現種数および標準偏差は 10.1 ± 1.8 種で、40個の調査枠で80%以上の頻度で出現した種は *Allium ramosum* (100.0%)、*Allium polyrhizum* (100.0%)、*Carex korshinskyi* (100.0%)、*Cleistogenes squarrosa* (97.5%)、*Potentilla bifurca* (92.5%)、*Stipa krylovii* (90.0%)、であった。2016年のS-Le草原では19種が出現した。プロットあたりの平均出現種数および標準偏差は 10.9 ± 1.9 種で、40個の調査枠調査枠で80%以上の頻度で出現した種は *Stipa krylovii*(100.0%)、*Carex korshinskyi*(100.0%)、*Cleistogenes squarrosa*(100.0%)、*Chenopodium album*(100.0%)、*Leymus chinensis*(92.5%)、*Allium tenuissimum*(85.0%)、*Salsora collina* (82.5%)であった。2016年のS-AI草原では25種(うち不明種2種)が出現した。プロットあたりの平均出現種数および標準偏差は 10.3 ± 1.6 種で、調査枠で80%以上の頻度で出現した種は *Stipa krylovii* (100.0%)、*Allium polyrhizum* (100.0%)、*Carex korshinskyi* (100.0%)、*Cleistogenes squarrosa* (100.0%)であった。2016年のS-Ar草原では18種(うち不明種2種)が出現した。プロットあたりの平均出現種数および標準偏差は 10.1 ± 1.7 種で、40個の調査枠で80%以上の頻度で出現した種は *Allium ramosum* (100.0%)、*Allium polyrhizum* (40 / 40)、*Carex korshinskyi* (100.0%)、*Cleistogenes*

squarrosa (97.5%), *Potentilla bifurca* (87.5%), *Stipa krylovii* (87.5%), *Allium tenuissimum* (85.0%) であった。

調査地全体の種組成の変化傾向を探索するため、2015 年および 2016 年の全地点の植生データについて DCA 法によって解析した (図 1)。解析の結果、得られた第 1 軸の Length は 3.282, Eigenvalue は 0.495 であった。また、第 2 軸の Length は 2.570, Eigenvalue は 0.246 であった。2015 年の S-Le 草原のプロットは、第 1 軸のスコアが 0 から 110 の範囲に展開し、第 2 軸のスコアが 124 から 155 の範囲に展開した。2015 年の S-Le 草原の第 1 軸スコアの平均値および標準偏差は 67.6 ± 25.4 (平均値 \pm 標準偏差)、第 2 軸スコアの平均値および標準偏差は 138.9 ± 6.8 であった。2016 年の S-Le 草原のプロットは、第 1 軸のスコアが 1 から 152 の範囲に展開し、第 2 軸のスコアが 125 から 147 の範囲に展開した。2016 年の S-Le 草原の第 1 軸スコアの平均値および標準偏差は 88.5 ± 32.4 、第 2 軸スコアの平均値および標準偏差は 136.4 ± 5.3 であった。2015 年の S-Al 草原のプロットは、第 1 軸のスコアが 74 から 191 の範囲に展開し、第 2 軸のスコアが 82 から 168 の範囲に展開した。2015 年の S-Al 草原の第 1 軸スコアの平均値および標準偏差は 134.7 ± 21.8 、第 2 軸スコアの平均値および標準偏差は 122.9 ± 18.3 であった。2016 年の S-Al 草原のプロットは、第 1 軸のスコアが 100 から 235 の範囲に展開し、第 2 軸のスコアが 0 から 107 の範囲に展開した。2016 年の S-Al 草原の第 1 軸スコアの平均値および標準偏差は 175.1 ± 25.2 、第 2 軸スコアの平均値および標準偏差は 68.7 ± 26.1 であった。2015 年の S-Ar 草原のプロットは、第 1 軸のスコアが 159 から 247 の範囲に展開し、第 2 軸のスコアが 143 から 212 の範囲に展開した。2015 年の S-Ar 草原の第 1 軸スコアの平均値および標準偏差は 210.5 ± 19.8 、第 2 軸スコアの平均値および標準偏差は 185.3 ± 16.8 であった。2016 年の S-Ar 草原のプロットは、第 1 軸のスコアが 149 から 328 の範囲に展開し、第 2 軸のスコアが 36 から 257 の範囲に展開した。2016 年の S-Ar 草原の第 1 軸スコアの平均値および標準偏差は 252.6 ± 39.0 、第 2 軸スコアの平均値および標準偏差は 119.6 ± 48.0 であった。

第 1 軸方向には各草原タイプが配置していた。2015 年および 2016 年ともに、スコアの低い位置には S-Le 草原、スコアの高い位置には S-Ar 草原、その中間には S-Al 草原が配置された。一方で第 2 軸方向には草原タイプによって応答が分かれた。S-Le 草原の第 2 軸スコアの分散は小さかったが、S-Al 草原と S-Ar 草原については第 2 軸方向への分散が大きかった。また、2015 年と 2016 年で S-Al 草原と S-Ar 草原のプロットを比較すると、第 2 軸のスコアの低い位置に 2015 年のプロットが配置され、スコアの低い位置に 2016 年のプロットが配置された。

4.2 推定現存量

2015 年の S-Le 草原におけるプロットあたりの平均推定現存量および標準偏差は $18.5 \pm 4.2 \text{ g m}^{-2}$ であった。種ごとの平均推定現存量が最大の種は *Stipa krylovii* の 6.1 g m^{-2} で、次に大きい種は *Leymus chinensis* の 3.5 g m^{-2} であった。2015 年の S-Al 草原におけるプロットあたりの平均推定現存量および標準偏差は $11.1 \pm 3.7 \text{ g m}^{-2}$ であった。種ごとの平均推定現存量が最大の種は *Stipa krylovii* の 5.9 g m^{-2} で、次に大きい種は *Allium polyrhizum* の 1.6 g m^{-2} であった。2015 年の S-Ar 草原におけるプロットあたりの平均推定現存量お

および標準偏差は $12.9 \pm 2.8 \text{ g m}^{-2}$ であった。種ごとの平均推定現存量が最大の種は *Stipa krylovii* の 3.0 g m^{-2} で、次に大きい種は *Artemisia adamsii* の 2.0 g m^{-2} であった。

2016 年の S-Le 草原におけるプロットあたりの平均推定現存量および標準偏差は $19.7 \pm 7.0 \text{ g m}^{-2}$ であった。種ごとの平均推定現存量が最大の種は *Stipa krylovii* の 11.0 g m^{-2} で、次に大きい種は *Leymus chinensis* の 3.8 g m^{-2} であった。2016 年の S-AI 草原におけるプロットあたりの平均推定現存量および標準偏差は $30.0 \pm 8.6 \text{ g m}^{-2}$ であった。種ごとの平均推定現存量が最大の種は *Allium polyrhizum* の 13.8 g m^{-2} で、次に大きい種は *Stipa krylovii* の 8.5 g m^{-2} であった。2016 年の S-Ar 草原におけるプロットあたりの平均推定現存量および標準偏差は $23.9 \pm 8.8 \text{ g m}^{-2}$ であった。種ごとの平均推定現存量が最大の種は *Allium polyrhizum* の 7.2 g m^{-2} で、次に大きい種は *Allium ramosum* の 6.7 g m^{-2} であった。2015 年に優占していた *Stipa krylovii* と *Artemisia adamsii* は、それぞれ 3.4 g m^{-2} と 3.1 g m^{-2} であった。

処理後 1 年が経過した 2016 年の推定地上部現存量データを用いて、草原タイプごとに修復処理による推定地上部現存量の変化を比較した (図 2)。S-Le 草原の CT 区における推定地上部現存量の平均値と標準偏差は、 $22.7 \pm 3.3 \text{ g m}^{-2}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $21.6 \pm 1.7 \text{ g m}^{-2}$ 、P(10)区は $19.1 \pm 2.2 \text{ g m}^{-2}$ 、P(20)区は $19.5 \pm 2.1 \text{ g m}^{-2}$ 、P(30)区は $15.5 \pm 2.6 \text{ g m}^{-2}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、有意差は認められなかった。S-AI 草原の CT 区における推定地上部現存量の平均値と標準偏差は、 $29.3 \pm 2.0 \text{ g m}^{-2}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $27.7 \pm 2.0 \text{ g m}^{-2}$ 、P(10)区は $30.7 \pm 3.9 \text{ g m}^{-2}$ 、P(20)区は $29.4 \pm 4.2 \text{ g m}^{-2}$ 、P(30)区は $33.0 \pm 3.1 \text{ g m}^{-2}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、有意差は認められなかった。S-Ar 草原の CT 区における推定地上部現存量の平均値と標準偏差は、 $22.7 \pm 2.2 \text{ g m}^{-2}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $23.3 \pm 2.9 \text{ g m}^{-2}$ 、P(10)区は $22.9 \pm 4.0 \text{ g m}^{-2}$ 、P(20)区は $26.1 \pm 3.2 \text{ g m}^{-2}$ 、P(30)区は $24.7 \pm 3.7 \text{ g m}^{-2}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、有意差は認められなかった。

4.3 修復処理による SPAD 値の変化

処理後 1 年が経過した 2016 年の推定 SPAD 値を用いて、草原タイプごとに修復処理による葉緑素量の変化を比較した (図 3)。すべての草原タイプにおいて *Stipa krylovii* の CT 区における SPAD 値の平均値と各処理区の SPAD 値の平均値との間に有意差は認められなかった。*Leymus chinensis* の CT 区における SPAD 値の平均値と標準偏差は、 38.7 ± 7.7 であった。一方、修復処理を行った P(0)区は 42.8 ± 2.8 、P(10)区は 42.2 ± 6.6 、P(20)区は 43.9 ± 3.5 、P(30)区は 44.2 ± 7.0 であった。各処理について CT 区と比較したところ、有意差は認められなかった。*Allium polyrhizum* の CT 区における SPAD 値の平均値と標準偏差は、 31.6 ± 4.5 であった。一方、修復処理を行った P(0)区は 30.7 ± 4.6 、P(10)区は 34.2 ± 3.9 、P(20)区は 42.3 ± 3.9 、P(30)区は 46.8 ± 6.0 であった。各処理について CT 区と比較したところ、CT 区と P(20)区および CT 区と P(30)区に有意差が認められた ($P < 0.01$)。*Allium ramosum* の CT 区における SPAD 値の平均値と標準偏差は、 47.7 ± 5.1 であった。一方、修復処理を行った P(0)区は 44.1 ± 14.8 、P(10)区は 54.2 ± 11.2 、P(20)区は 53.6 ± 5.7 、P(30)区は 54.7 ± 7.2 であった。各処理について CT 区と比較したところ、CT 区と P(20)区

および CT 区と P(30)区に有意差が認められた ($P < 0.05$).

4.4 修復処理による全窒素・全炭素含有率の変化

処理後 1 年が経過した 2016 年に確認された優占種の全窒素・全炭素含有率を用いて、草原タイプごとに修復処理による養分や物理性の変化を比較した。

各草原タイプで優占していた *Stipa krylovii* の葉中全窒素含有率を図 4 に示す。S-Le 草原の CT 区における *Stipa krylovii* の葉中全窒素含有率の平均値と標準偏差は、 $1.68 \pm 0.22\%$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $2.16 \pm 0.19\%$ 、P(10)区は $2.23 \pm 0.19\%$ 、P(20)区は $2.17 \pm 0.26\%$ 、P(30)区は $2.09 \pm 0.14\%$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。S-Al 草原の CT 区における *Stipa krylovii* の葉中全窒素含有率の平均値と標準偏差は、 $1.53 \pm 0.15\%$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $2.27 \pm 0.21\%$ 、P(10)区は $2.40 \pm 0.06\%$ 、P(20)区は $2.43 \pm 0.21\%$ 、P(30)区は $2.31 \pm 0.20\%$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。S-Ar 草原の CT 区における *Stipa krylovii* の葉中全窒素含有率の平均値と標準偏差は、 $2.06 \pm 0.15\%$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $2.77 \pm 0.20\%$ 、P(10)区は $2.84 \pm 0.30\%$ 、P(20)区は $2.94 \pm 0.24\%$ 、P(30)区は $2.81 \pm 0.25\%$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。

各草原タイプの優占種の葉中全窒素含有率を図 5 に示す。S-Le 草原の CT 区における *Leymus chinensis* の葉中全窒素含有率の平均値と標準偏差は、 $2.10 \pm 0.40\%$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $2.72 \pm 0.33\%$ 、P(10)区は $2.77 \pm 0.25\%$ 、P(20)区は $2.84 \pm 0.20\%$ 、P(30)区は $2.76 \pm 0.21\%$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた (P(0)・P(10)・P(20) : $P < 0.01$, P(30) : $P < 0.05$)。S-Al 草原の CT 区における *Allium polyrhizum* の葉中全窒素含有率の平均値と標準偏差は、 $3.60 \pm 0.17\%$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $5.09 \pm 0.36\%$ 、P(10)区は $5.51 \pm 0.25\%$ 、P(20)区は $5.41 \pm 0.29\%$ 、P(30)区は $5.30 \pm 0.24\%$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。S-Ar 草原の CT 区における *Allium ramosum* の葉中全窒素含有率の平均値と標準偏差は、 $4.95 \pm 0.87\%$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $6.22 \pm 1.99\%$ 、P(10)区は $6.17 \pm 0.90\%$ 、P(20)区は $6.31 \pm 1.10\%$ 、P(30)区は $6.18 \pm 1.24\%$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.05$)。

一方、葉中全炭素含有率については、すべての草原タイプの全優占種において CT 区と各処理区との間に有意差は認められなかった。

4.5 修復処理による土壌理化学性の変化

pH の解析結果を図 6 に示す。S-Le 草原の CT 区における pH の平均値と標準偏差は、 6.55 ± 0.19 であった。一方、修復処理を行った P(0)区は 5.32 ± 0.27 、P(10)区は 5.45 ± 0.19 、P(20)区は 5.47 ± 0.20 、P(30)区は 5.58 ± 0.16 であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。S-Al 草原の CT 区における pH の平均値と標準偏差は、 6.63 ± 0.10 であった。一方、修復処理を行った P(0)区

は 5.65 ± 0.20 , P(10)区は 5.68 ± 0.24 , P(20)区は 5.74 ± 0.14 , P(30)区は 5.76 ± 0.26 であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。S-Ar 草原の CT 区における pH の平均値と標準偏差は、 7.08 ± 0.23 であった。一方、修復処理を行った P(0)区は 5.98 ± 0.30 , P(10)区は 6.06 ± 0.36 , P(20)区は 6.06 ± 0.28 , P(30)区は 6.01 ± 0.16 であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。

EC の解析結果を図 7 に示す。S-Le 草原の CT 区における EC の平均値と標準偏差は、 $39.0 \pm 5.5 \mu\text{S cm}^{-1}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $248.4 \pm 113.0 \mu\text{S cm}^{-1}$, P(10)区は $195.4 \pm 78.7 \mu\text{S cm}^{-1}$, P(20)区は $265.3 \pm 160.1 \mu\text{S cm}^{-1}$, P(30)区は $201.3 \pm 93.8 \mu\text{S cm}^{-1}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。S-Al 草原の CT 区における EC の平均値と標準偏差は、 $41.3 \pm 5.1 \mu\text{S cm}^{-1}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $288.1 \pm 215.8 \mu\text{S cm}^{-1}$, P(10)区は $163.0 \pm 63.4 \mu\text{S cm}^{-1}$, P(20)区は $178.8 \pm 71.1 \mu\text{S cm}^{-1}$, P(30)区は $178.2 \pm 117.5 \mu\text{S cm}^{-1}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。S-Ar 草原の CT 区における EC の平均値と標準偏差は、 $42.8 \pm 7.7 \mu\text{S cm}^{-1}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $405.5 \pm 223.6 \mu\text{S cm}^{-1}$, P(10)区は $168.8 \pm 124.8 \mu\text{S cm}^{-1}$, P(20)区は $193.7 \pm 121.2 \mu\text{S cm}^{-1}$, P(30)区は $228.9 \pm 141.1 \mu\text{S cm}^{-1}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。

NO_3^- の解析結果を図 8 に示す。S-Le 草原の CT 区における NO_3^- の平均値と標準偏差は、 $642.5 \pm 259.4 \text{ mg L}^{-1}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $587.5 \pm 281.3 \text{ mg L}^{-1}$, P(10)区は $606.3 \pm 216.1 \text{ mg L}^{-1}$, P(20)区は $653.8 \pm 148.9 \text{ mg L}^{-1}$, P(30)区は $652.5 \pm 173.3 \text{ mg L}^{-1}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められなかった。S-Al 草原の CT 区における NO_3^- の平均値と標準偏差は、 $362.1 \pm 243.5 \text{ mg L}^{-1}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $445.0 \pm 277.3 \text{ mg L}^{-1}$, P(10)区は $299.3 \pm 271.7 \text{ mg L}^{-1}$, P(20)区は $356.5 \pm 334.2 \text{ mg L}^{-1}$, P(30)区は $457.0 \pm 401.6 \text{ mg L}^{-1}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められなかった。S-Ar 草原の CT 区における NO_3^- の平均値と標準偏差は、 $1058.8 \pm 554.2 \text{ mg L}^{-1}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $623.3 \pm 377.8 \text{ mg L}^{-1}$, P(10)区は $905.0 \pm 357.5 \text{ mg L}^{-1}$, P(20)区は $1075.0 \pm 411.1 \text{ mg L}^{-1}$, P(30)区は $1007.5 \pm 308.8 \text{ mg L}^{-1}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、すべての処理区との間に有意差が認められなかった。

P_2O_5 の解析結果を図 9 に示す。S-Le 草原の CT 区における P_2O_5 の平均値と標準偏差は、 $0.0 \pm 0.0 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $0.0 \pm 0.0 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$, P(10)区は $1.0 \pm 0.9 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$, P(20)区は $2.1 \pm 1.6 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$, P(30)区は $3.6 \pm 3.0 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、P(10)区、P(20)区、P(30)区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。S-Al 草原の CT 区における P_2O_5 の平均値と標準偏差は、 $0.0 \pm 0.0 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $0.0 \pm 0.0 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$, P(10)区は $1.5 \pm 0.6 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$, P(20)区は $3.1 \pm 2.5 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$, P(30)区は $2.3 \pm 1.2 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、P(10)区、P(20)区、P(30)区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。

S-Ar 草原の CT 区における P_2O_5 の平均値と標準偏差は、 $0.1 \pm 0.1 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$ であった。一方、修復処理を行った P(0)区は $0.0 \pm 0.0 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$ 、P(10)区は $1.1 \pm 0.7 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$ 、P(20)区は $3.9 \pm 2.1 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$ 、P(30)区は $5.2 \pm 1.5 \text{ mgP}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}$ であった。各処理について CT 区と比較したところ、P(10)区、P(20)区、P(30)区との間に有意差が認められた ($P < 0.01$)。

5 考察

DCA 解析の結果から、種組成の違いは放牧による影響と年変動による影響が主要因であることが示唆され、調査地全体の傾向としてこれまでに報告されている多くの研究と同様の結果を示していた(Munkhtsetseg et al. 2007, 川田ら 2007)。一方で、草原タイプによって第 2 軸方向の分散が異なっていたことから、草原タイプによって年変動の影響が異なることが明らかとなった。2015 年と 2016 年の年変動に大きな影響を与えた要因として、降水量の変化が考えられた。本研究では現地の気象データを観測しておらず、周辺都市の 2016 年の気象データも公開されていないので現時点で検証はできないが、2 年間の調査を通じて観察した現地の状況や住民の情報によると、調査地周辺における 2015 年の降水量は少なかったが 2016 年の降水量は多かった。また、年変動の影響を受けた S-AI 草原と S-Ar 草原の種組成を 2015 年と 2016 年で比較すると、2015 年は *Stipa krylovii* が優占していたが、2016 年になると *Allium polyrhizum* が優占する群落へと変化していた。また S-Ar 草原では *Allium ramosum* の推定現存量も大きく増加していることから、降水の変動による影響は *Allium* 属の地上部現存量に大きく影響すると考えられた。本研究の結果は *Allium* 属の環境変動に対する可塑性の高さを示しており、干ばつ後の草原生産力の回復において *Allium* 属の生態的役割は大きいと考えられる。

地上部現存量に関しては修復処理による有意差が認められなかった。これは放牧による影響が強いため、処理の効果を検証することができなかったことが原因であると考えられた。放牧の影響を排除するためには、試験条件として柵のような家畜を排除する対応を行う必要がある。今後、試験地の占有に関する許可を得たうえで、放牧の影響を排除した条件下での修復処理の影響を明らかにしたい。その一方で本研究の結果は、修復処理を行った草原の植物が家畜に利用されていることを意味している。これは修復処理によって出現した植物は通常の餌資源として利用できることを示している。今回の修復処理によって優占種の植物体に含まれる全窒素量は増加していた。修復処理によって植物の窒素分が高くなったということは、植物中に含まれる粗タンパクのような飼料価値として重要なパラメーターが上昇していることを意味している(永西ら 1993)。またリン酸の影響により、*Allium* 属の葉緑素量も増加していることから、窒素とリン酸を加えることにより植物体内で養分が合成されやすい状態になっていると考えられる。先行研究では窒素とリン酸の両方に加える処理により、地上部現存量がより増加することが報告されている(Tsvuura and Kirkman 2013)。すなわち、フルンバイル草原の *Allium* 属が優占する草原であれば、本修復処理によって家畜が利用できる植物の地上部現存量は増加することが見込まれる。黄砂発生源となる土壌侵食の発生を抑制するためには、植物による地表面の保護が重要な役割を果たしている(Gomes et al. 2003, Li et al. 2009, Nordstrom and Hotta 2004)。しかし

ながら、植被率や NDVI のような植生の量的データによる評価だけでは本当の意味で草原を回復したとは言えない。なぜならば、植物を増やしたとしても有毒植物や家畜が食べられないような棘植物のような利用価値の少ない植物種が増えてしまえば、その場所では放牧をすることができず現地のステーキホルダーが望まない結果になる（根本ら 1994）。すなわち、量的評価だけでなく質的評価を加えた評価によって、修復処理がステーキホルダーとの合意形成のもとに実践できるかどうか検証することが必要である。今回の調査では放牧の影響を受けているため修復処理による地上部現存量の変化までは明らかにできなかったが、修復処理によって種組成は変わらないまま草原の質が向上し、地上部現存量が増加する潜在的可能性が示された。草原が回復すれば家畜生産量を増やすことができるためステーキホルダーの生活を向上させることができ、地上部現存量が増えることで土壌侵食を軽減する効果が期待できることから、本研究で実施した修復処理は実践的な黄砂発生抑制方法であることが示唆された。

本研究によって修復処理によって確認された植生への影響は、水溶性リン酸を 1m^2 あたり 20.0g 以上処理することによる *Allium* 属植物体内に含まれる葉緑素量の増加であった。一般的にリン酸は植物の成長に必要な必須元素であり、ネギに対しても成長を促進する機能を持つことが知られている（村山・宮沢 2013）。しかし、イネ科の *Leymus chinensis* にも同様の処理を行ったが、葉緑素量に増加は認められず、本研究では *Allium* 属のほうが水溶性リン酸処理に敏感に応答することが示された。このような特定の分類群にのみ水溶性リン酸の効果が表れたことから、*Allium* 属を宿主とした菌根による影響が考えられた。菌根は植物と菌との間で共生関係を持っている。菌糸が植物の根皮層組織に侵入する内生菌根の 1 種であるアーバスキュラー菌根が宿主の植物におよぼす影響として、リン酸吸収の促進作用がある。すなわち、寄生した宿主に対し土壌中に広がった菌根を通じて効果的にリン酸を吸収し、植物を成長させている。アーバスキュラー菌は宿主特異性を持たないが、*Allium* 属との組み合わせにより成長促進効果が表れたという報告は多い（Bolandnazar et al. 2007, Galván et al. 2011, Ronsheim 2012）。今後はどのような菌根菌が影響を及ぼしているのかを明らかにするため、土壌からの菌根菌の単離・同定・接種試験による検証が必要である。

一方で、水溶性リン酸の処理量が少ない場合は、葉緑素量に変化が認められなかった。この原因の 1 つとして水溶性リン酸が土壌と結合してしまい、植物体にまで届かなかったことが考えられた。本研究では土壌中の水溶性リン酸濃度を測定しているが、すべての草原タイプにおいてリン酸を加えていない CT 区と P(0)区では水溶性リン酸量はほぼゼロを示していた。このような土壌ではリン酸が欠乏しているため、植物の成長は抑制されていると考えられる。過度な放牧が続くことによって、土壌中の養分が低下することが指摘されている（Guodong et al. 2008）。リン酸が少ない土壌を修復するためには、放牧強度を抑え、リン酸の局所施肥が有効である（Randall and Hoefl 1988）。しかしながら、リン酸が欠乏した土壌のリン酸吸着力が強いと考えられる。本研究の結果からは、 1m^2 あたり 10.0g 程度では植物に対して効果が表れないことが示唆された。一方で、本研究ではリン酸による葉緑素量の増加の上限値を明らかにすることができなかった。 1m^2 あたり 30.0g 以上のリン酸処理による葉緑素量への影響評価を行うことによって、リン酸による草原の質的修復を明らかにできると考えられる。

6 まとめ

環境修復型放牧の有効性を評価するために放牧環境下での修復処理を実施し、窒素およびリン酸による修復処理を実施して 1 年後の影響が明らかとなった。リン酸欠乏が起こる原因として、植物に吸収されたリン酸が放牧によって外部の系に持ち出される状態が続き、リン酸の補充がされていないことが関係すると考えられた。草原と家畜の間にある物質循環が維持されている限り、放牧は草原に対する適度な攪乱として生物多様性を維持する働きを持っている。しかしながら、都市部への食糧供給源として草原が利用されている現状では、草原の生物に蓄積されていた物質は、植物から家畜を通じて物質は外部に流出しているとみなすことができる。一方で放牧は牧民の重要な経済活動であり、現実的な問題としてこれを止めることはできない。生態系の修復により黄砂発生を抑制しつつ、農業生態系と自然生態系の共生を図りながら農業生産の増収及びその安定性を向上させることが必要である。そこで現状の経済活動を妨げることなく、草原生態系に本来の物質循環を取り戻せるような環境修復型放牧の展開が必要となる。今回の試験では短期間で処理の効果を明らかにするために化学肥料を用いて実験を行ったが、さらに安価に入手できる回復処理として植物の養分となる家畜の糞尿のような有機肥料要素によって行うことも考えられる。本研究によって得られた成果をもとに、今後はさまざまな手法を試みながら実効性のある環境修復型放牧の展開を目指したい。

7 謝辞

本研究は公益財団法人国土地理協会平成 27 年度学術研究助成を受けて実施した。ここに記して謝意を表する。

8 引用文献

- Bazha S. N., Gunin P. D., Danzhalova E. V., Drobyshev Y. I. and Prishcepa A. V. (2012) Pastoral Degradation of Steppe Ecosystems in Central Mongolia Eds. Werger M. J. A. and van Staaldunin M. A. Eurasian Steppes. Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World Springer Netherlands Dordrecht
- Bolandnazar S., Aliasgarzad N., Neishabury M. R. and Chaparzadeh N. (2007) Mycorrhizal colonization improves onion (*Allium cepa* L.) yield and water use efficiency under water deficit condition Scientia Horticulturae 114 (1): 11-15
- Fernandez-Gimenez M. E. and Allen-Diaz B. (1999) Testing a non-equilibrium model of rangeland vegetation dynamics in Mongolia Journal of Applied Ecology 36 (6): 871-885
- Galván G. A., Kuyper T. W., Burger K., Keizer L. C. P., Hoekstra R. F., Kik C. and Scholten O. E. (2011) Genetic analysis of the interaction between *Allium* species and arbuscular mycorrhizal fungi TAG. Theoretical and Applied Genetics. Theoretische

- Und Angewandte Genetik 122 (5): 947-960
- Gomes L., Arrue J. L., Lopez M. V., Sterk G., Richard D., Gracia R., Sabre M., Gaudichet A. and Frangi J. P. (2003) Wind erosion in a semiarid agricultural area of Spain: the WELSONS project CATENA 52 (3-4): 235-256
- Guodong H. D., Xiyang H. Y., Mengli Z. L., Mingjun W. J., Ellert B. H., Walter W. and Wang M. J. (2008) Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia Agriculture Ecosystems & Environment 125 (1-4): 21-32
- Hayashi I., Kawada K., Akimova A. and Nakamura T. (2006) Floristic composition and plant biomass of the grasslands in the vicinity of Pavlodar, Kazakhstan Grassland Science 52 (3): 141-146
- Hoekstra J. M., Boucher T. M., Ricketts T. H. and Roberts C. (2005) Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection Ecology Letters 8 (1): 23-29
- Hoshino A., Tamura K., Fujimaki H., Asano M., Ose K. and Higashi T. (2009) Effects of crop abandonment and grazing exclusion on available soil water and other soil properties in a semi-arid Mongolian grassland Soil and Tillage Research 105 (2): 228-235
- 伊藤政志 (2009) 黄砂とモンゴル OECC 会報 57: 17
- Kang L., Han X., Zhang Z. and Sun O. J. (2007) Grassland ecosystems in China: review of current knowledge and research advancement Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 362 (1482): 997-1008
- Kawada K., Kurosu M., Cheng Y., Tsendeekhuu T., Wuyunna, Nakamura T. and Hayashi I. (2008) Floristic Composition, Grazing Effects and Above-ground Plant Biomass in the Hulunbeier Grasslands of Inner Mongolia, China Journal of Ecology and Field Biology 31 (4): 297-307
- Kawada K., Tsendeekhuu T., Narantuya N., Kurosu M. and Nakamura T. (2015) Stand quality assessment using a modified stand quality index in Mongolian steppe Vegetation Science 32 (1): 49-56
- 川田清和・浦野忠朗・李吉幸・鞠子茂・中村徹 (2007) モンゴル国 Kherlen Bayan-Ulaan における過放牧環境下の植物群落の種類組成と地上部現存量の変動 沙漠研究 17 (1): 1-10
- Kawada K., Wuyunna and Nakamura T. (2011) Land degradation of abandoned croplands in the Xilingol steppe region, Inner Mongolia, China Grassland Science 57 (1): 58-64
- Lkhagvadorj D., Hauck M., Dulamsuren C. and Tsogtbaatar J. (2013) Pastoral nomadism in the forest-steppe of the Mongolian Altai under a changing economy and a warming climate Journal of Arid Environments 88 (0): 82-89
- Li F. R., Zhao W. Z., Liu J. L. and Huang Z. G. (2009) Degraded vegetation and wind erosion influence soil carbon, nitrogen and phosphorus accumulation in sandy grasslands Plant and Soil 317 (1-2): 79-92

- Lu L., Yun-na W., Tamura K., Guang-wei H., Wen-tao L. and Jian-zhou L. (2013) Variation of soil physicochemical and microbial properties in degraded steppes in Hulunbeir of China *Chinese Journal of Applied Ecology* 24 (13): 3407-3414
- Munkhtsetseg E., Kimura R., Wang J. and Shinoda M. (2007) Pasture yield response to precipitation and high temperature in Mongolia *Journal of Arid Environments* 70 (1): 94-110
- 村山徹・宮沢佳恵 (2013) 定植前リン酸苗施用によるネギの生育促進 *日本土壤肥料学雑誌* 84 (6): 455-461
- 永西修・池田健児・四万十谷吉郎・仮屋善弘 (1993) シバムギモドキの飼料特性 *日草誌* 39 (2): 267-270
- 根本正之・大黒俊哉・徐斌・趙哈林 (1994) 緬羊の放牧強度の違いが数種草原植物の生育に及ぼす影響 -内蒙古半乾燥地草原での事例- *日草誌* 40: 239-245
- Nordstrom K. F. and Hotta S. (2004) Wind erosion from cropland solutions in the USA: a review of problems, and prospects *Geoderma* 121 (3-4): 157-167
- Penfound W. T. and Howard J. A. (1940) A phytosociological study of an evergreen oak forest in the vicinity of New Orleans, Louisiana *American Midland Naturalist* 23 (1): 165-174
- Randall G. W. and Hoeft R. G. (1988) Placement Methods for Improved Efficiency of P and K Fertilizers: A Review *Journal of Production Agriculture* 1 (1): 70-79
- Ren H. R., Zhou G. S., Zhang F. and Zhang X. S. (2012) Evaluating cellulose absorption index (CAI) for non-photosynthetic biomass estimation in the desert steppe of Inner Mongolia *Chinese Science Bulletin* 57 (14): 1716-1722
- Ronsheim M. L. (2012) The Effect of Mycorrhizae on Plant Growth and Reproduction Varies with Soil Phosphorus and Developmental Stage *The American Midland Naturalist* 167 (1): 28-39
- Sasaki T., Okayasu T., Takeuchi K., Jamsran U. and Jadambaa S. (2005) Patterns of floristic composition under different grazing intensities in Bulgan, South Gobi, Mongolia *Grassland Science* 51 (3): 235-252
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2010) *Global Biodiversity Outlook 3* Montréal 94
- Tsvuura Z. and Kirkman K. P. (2013) Yield and species composition of a mesic grassland savanna in South Africa are influenced by long-term nutrient addition *Austral Ecology* 38 (8): 959-970
- Van Staalduinen M. A., During H. and Werger M. J. A. (2007) Impact of grazing regime on a Mongolian forest steppe *Applied Vegetation Science* 10 (3): 299-306
- Wesche K., Ronnenberg K., Retzer V. and Miede G. (2010) Effects of large herbivore exclusion on southern Mongolian desert steppes *Acta Oecologica* 36 (2): 234-241
- Zhao H. L., Yi X. Y., Zhou R. L., Zhao X. Y., Zhang T. H. and Drake S. (2006) Wind erosion and sand accumulation effects on soil properties in Horqin Sandy Farmland, Inner Mongolia *CATENA* 65 (1): 71-79

表 1 種ごとの体積値と地上部現存量の回帰分析の結果一覧. Year は観測年, Type は草原タイプ, a は回帰直線の係数, b は回帰直線の切片, R^2 は決定係数, p は回帰分析の検定結果を示す.

Year	Type	a	b	R^2	p
2015	S - Le	0.0118	0.6064	0.6790	< 0.05
	S - Al	0.0020	0.7845	0.7297	< 0.05
	S - Ar	0.0446	0.4297	0.7290	< 0.05
2016	S - Le	0.0004	1.0440	0.8711	< 0.05
	S - Al	0.0011	0.8918	0.8372	< 0.05
	S - Ar	0.0010	0.9421	0.8397	< 0.05

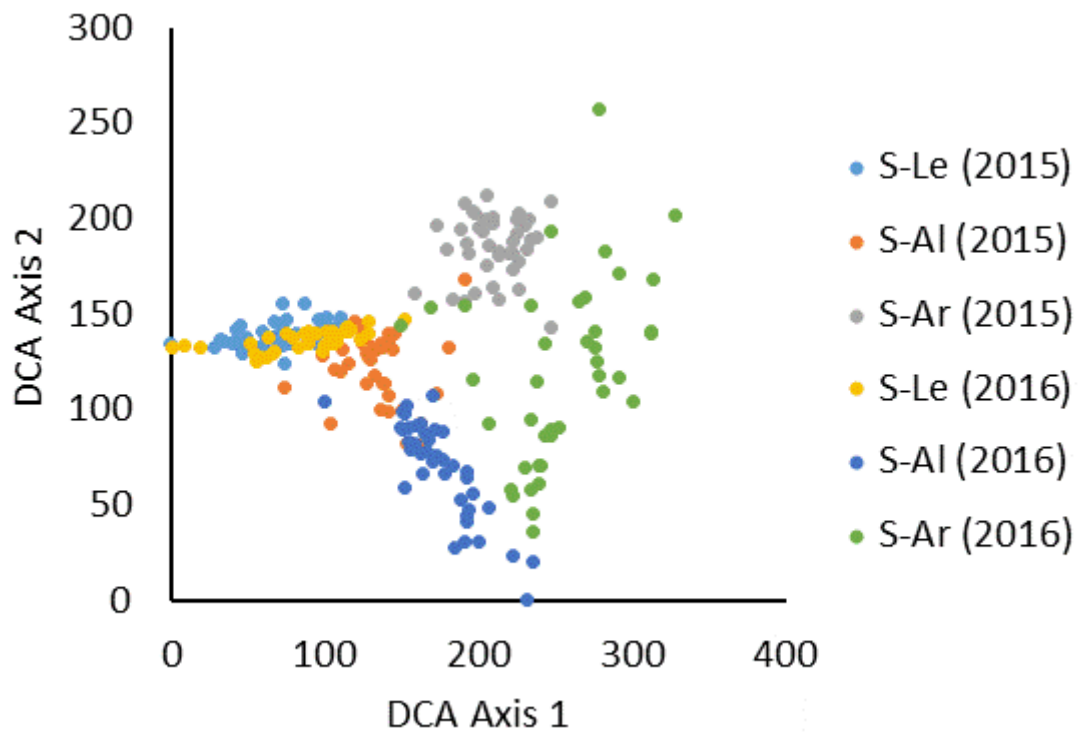


図1 DCA法による2015年および2016年の植生データ解析結果.
 凡例の略称は各草原タイプを示し、括弧内の数値は測定年を示す.

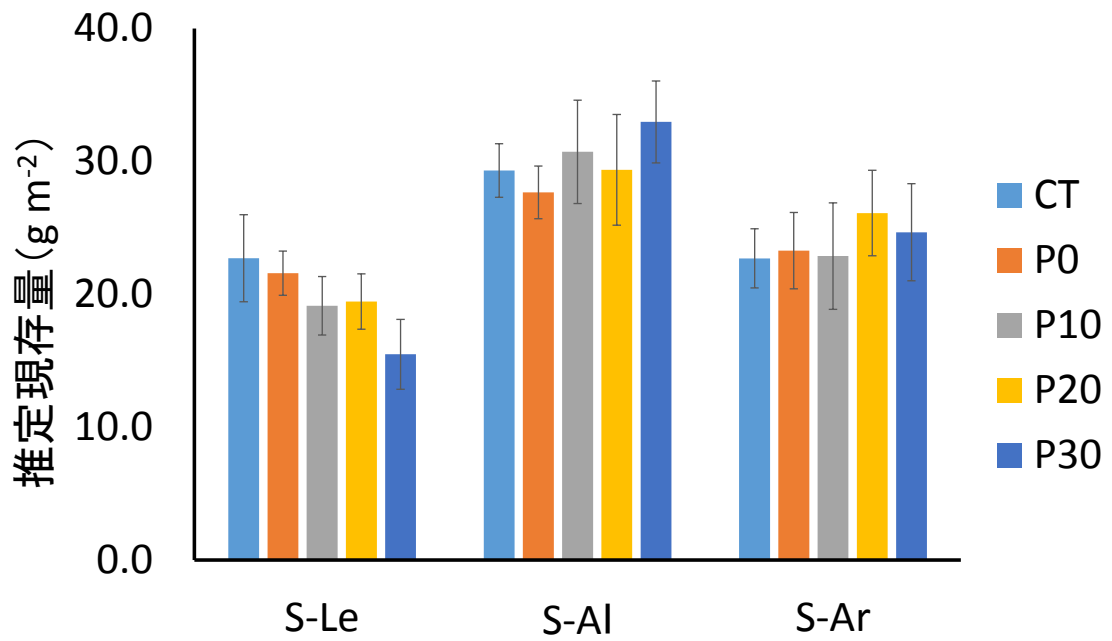


図2 各草原タイプにおける修復処理による推定地上部現存量の変化
 アスタリスクはCTとの有意差を示す (* P < 0.05, ** P < 0.01)

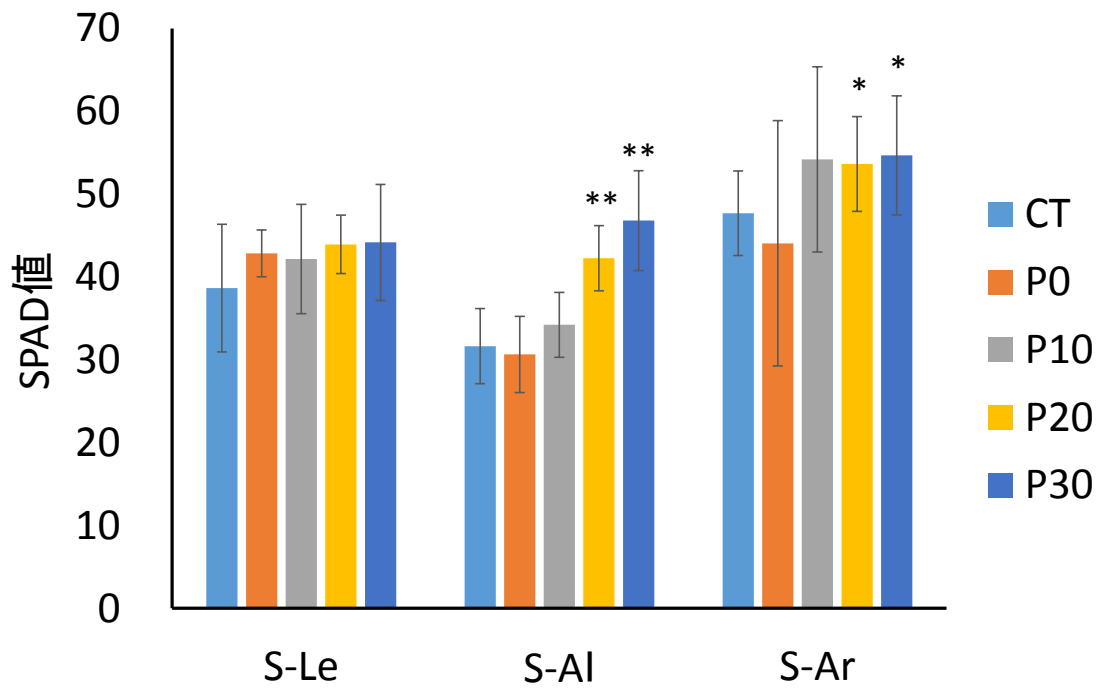


図3 各草原タイプにおける修復処理による優占種の SPAD 値の変化
 アスタリスクはCTとの有意差を示す (* P < 0.05, ** P < 0.01)

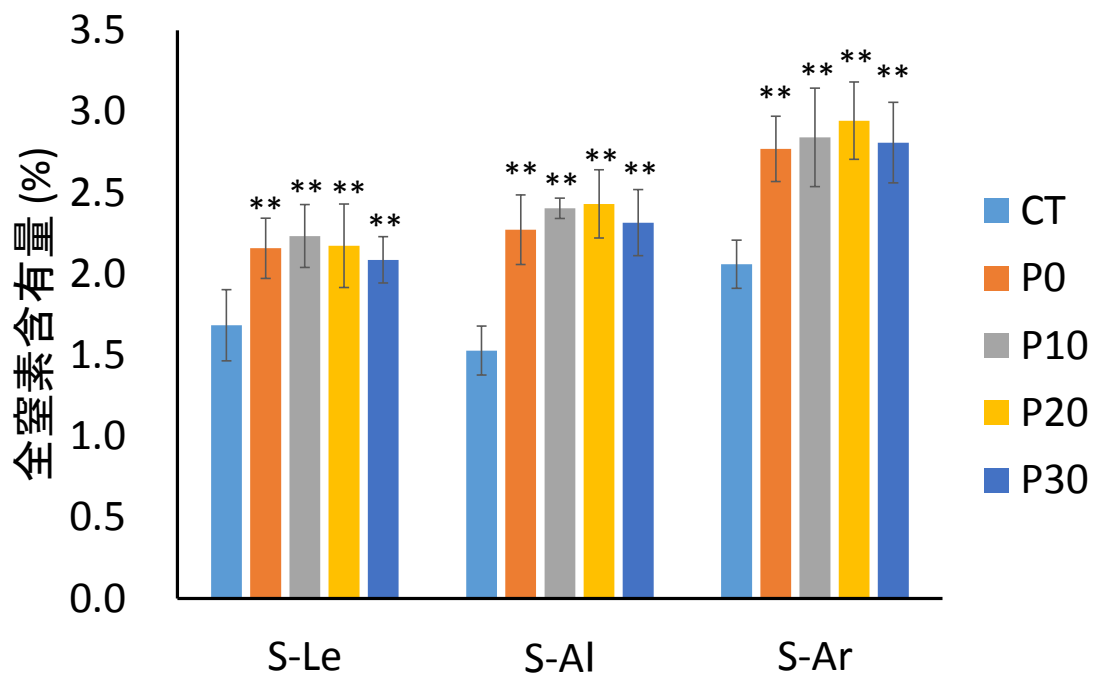


図4 各草原タイプにおける *Stipa krylovii* の葉中全窒素含有率
 アスタリスクはCTとの有意差を示す (* P < 0.05, ** P < 0.01)

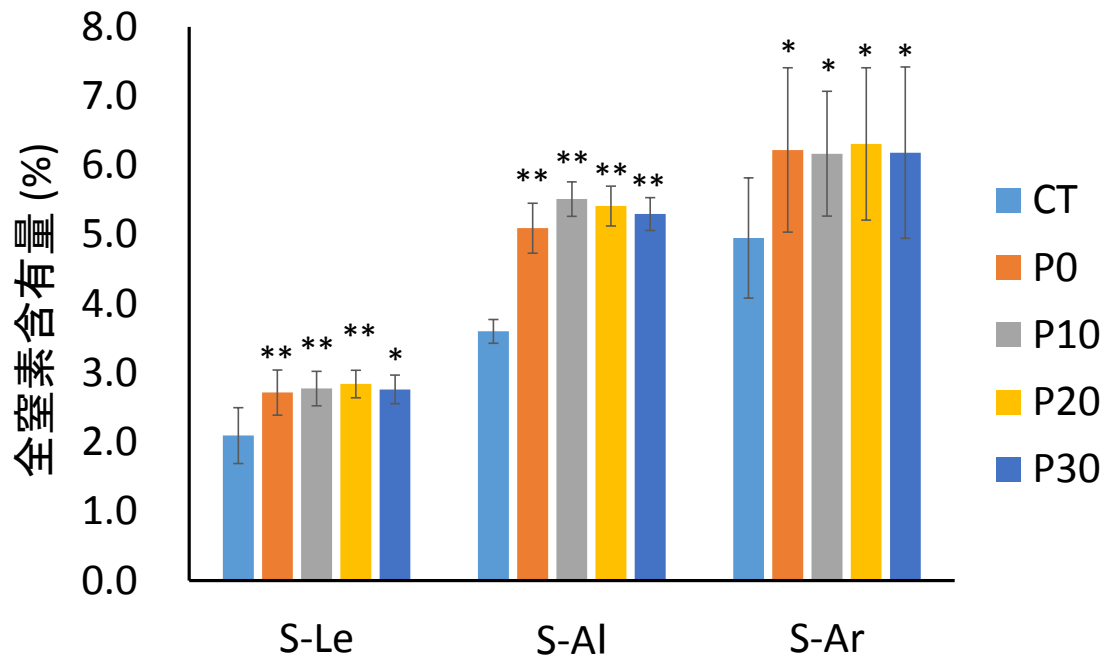


図5 各草原タイプにおける優占種の葉中全窒素含有率
 アスタリスクはCTとの有意差を示す (* P < 0.05, ** P < 0.01)

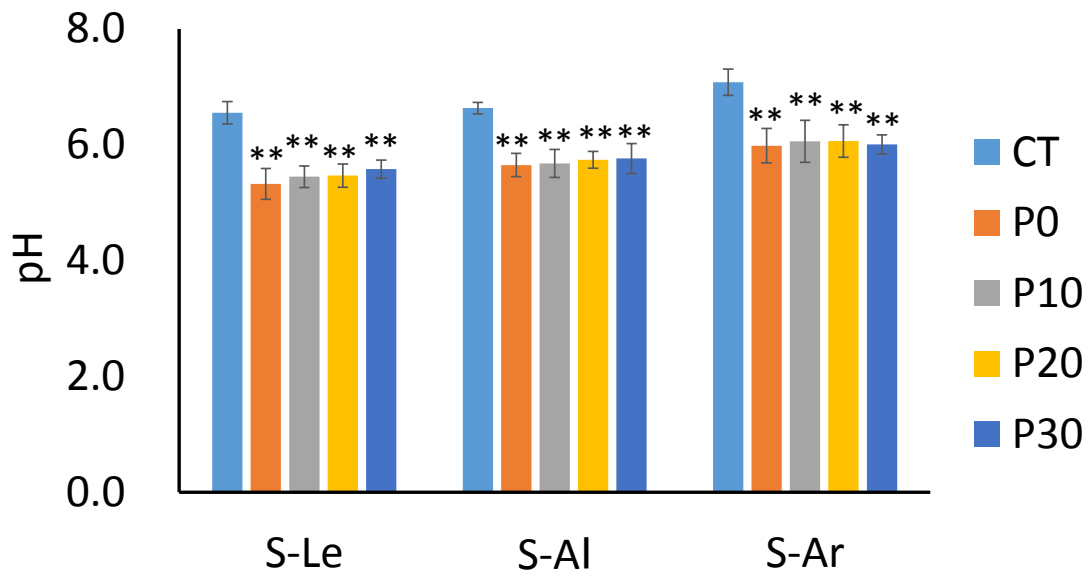


図6 各草原タイプにおける土壌 pH
 アスタリスクは CT との有意差を示す (* P < 0.05, ** P < 0.01)

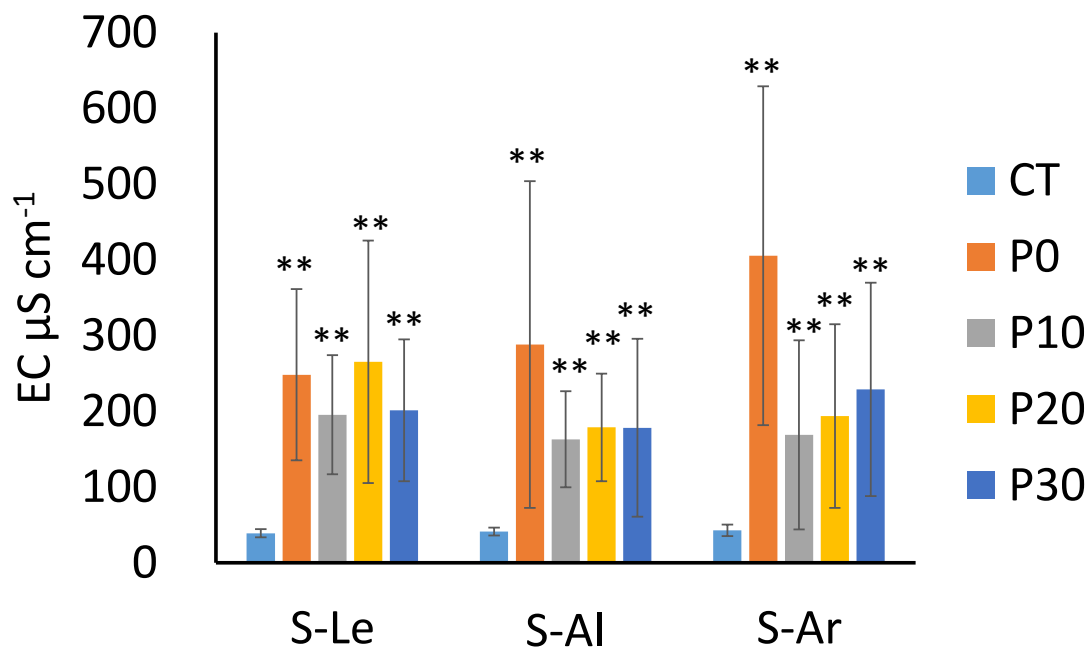


図7 各草原タイプにおける土壌 EC
 アスタリスクは CT との有意差を示す (* P < 0.05, ** P < 0.01)

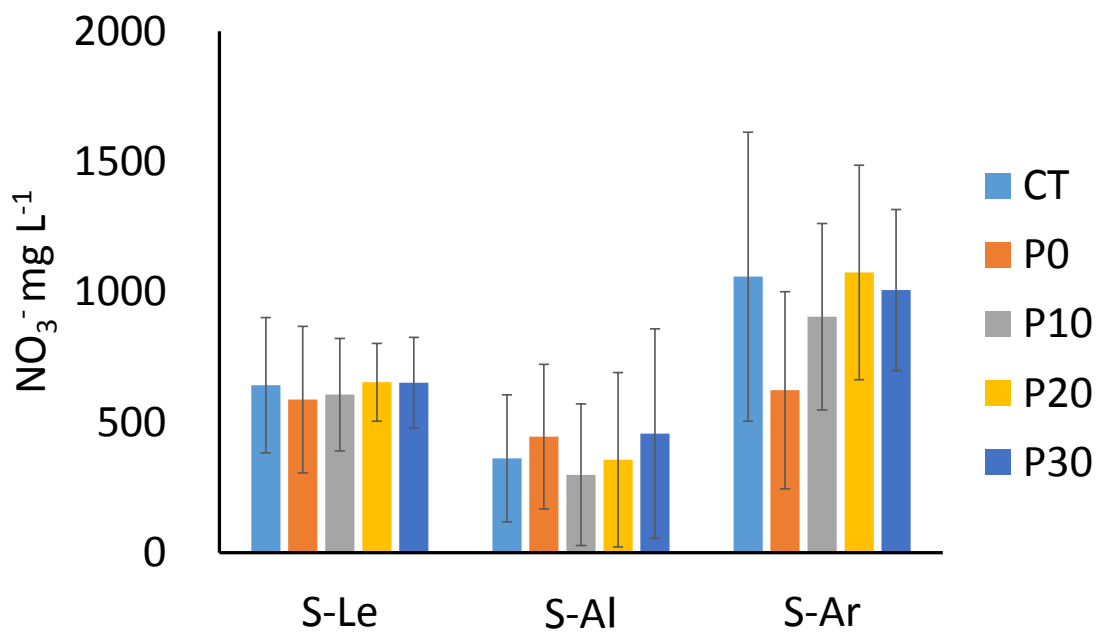


図8 各草原タイプにおける土壌 NO₃⁻
 アスタリスクはCTとの有意差を示す (* P < 0.05, ** P < 0.01)

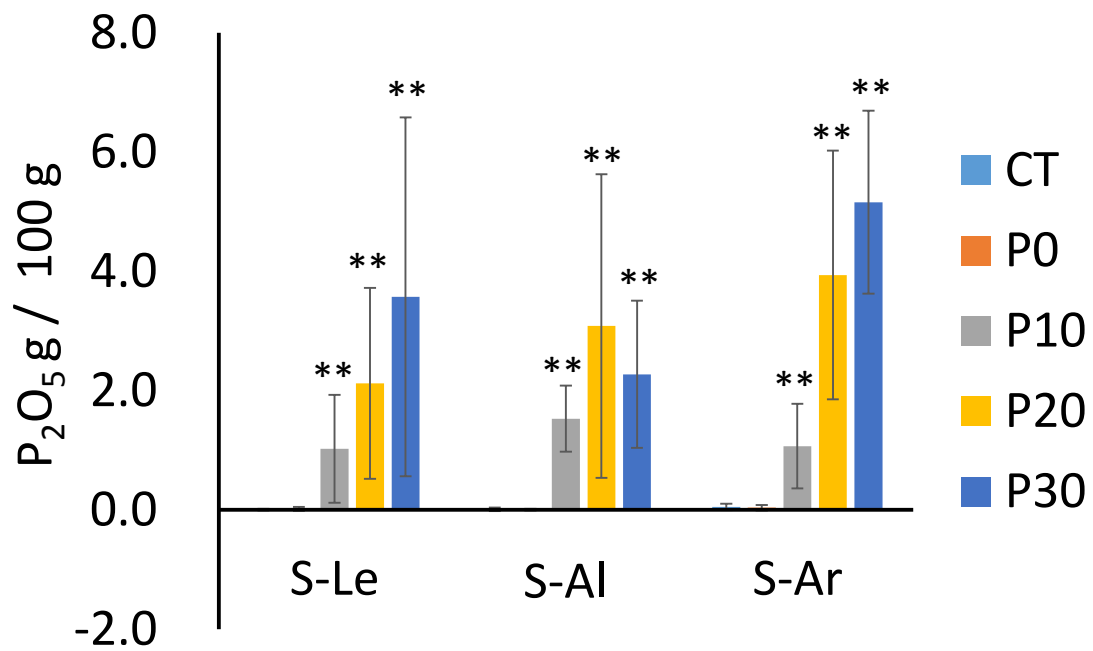


図9 各草原タイプにおける土壌 P₂O₅
 アスタリスクはCTとの有意差を示す (* P < 0.05, ** P < 0.01)